



**Utbredelsen av øyenstikkere i Midt-Norge
med hensyn til øybiogeografi og
miljøvariabler.**

av Frøydis Haga

Cand.scient.oppgave



**Universitetet i Oslo
Biologisk institutt
Avdeling for Marinbiologi og Limnologi
2007**

FORORD

Det er mange som fortjener stor takk når denne oppgaven nå endelig er i havn. Først av alt vil jeg takke mine foreldre og min kjære Erik. Uten at de hadde tatt seg av Elise, meg, klesvask og matlaging disse siste ukene, hadde jeg aldri blitt ferdig. Takk for at dere har støttet meg gjennom hele prosessen – jeg blei ferdig til slutt!

En stor takk til Dag Dolmen, Dag Klaveness, Tom Andersen og Jan Økland for kyndig veiledning, og en spesiell takk til Tom for hjelp med statistikken. Hjertelig takk til Berit Kaasa for hjelp med de kjemiske analysene. Takk også til Nigel Yoccoz, Kyrre Lekve og Knut Seip, som hjalp meg med statistikken på et tidspunkt da jeg ennå var langt fra ferdig.

Hans Olsvik og Dag Dolmen har vært uerstattelige i opplæringen på metodikk og bestemmelse av larver. Tusen takk for at jeg får låne larvebildene dine, Hans.

Sist, men ikke minst: Takk til alle mine gode venner som kom drivende inn i livet mitt i studietiden – og har blitt værende! Dere hadde vel for lengst gitt opp håpet om at jeg en dag skulle bli Cand.scient. ...

Denne oppgaven tilegnes deg, vesle Elise, som har gitt oss et nytt perspektiv på livet! Du er vår vesle solstråle!

SAMMENDRAG

Øyenstikkere (Odonata) er en insektsorden som har vært gjenstand for mye forskning, innenfor ulike områder. Det er likevel mye som gjenstår å finne ut, spesielt i forhold til øybiogeografi. Vannkjemiens innvirkning på øyenstikkerlarver er relativt godt undersøkt. I denne oppgaven har jeg sett på utbredelsen av øyenstikkere i Midt-Norge i forhold til miljøvariablene pH, ledningsevne, Ca^{2+} , Mg^{2+} og Cl^- , samt noen øybiogeografiske teorier.

44 lokaliteter blei undersøkt i 1999, etter en prøvesesong i 1998. Lokalitetene som blei undersøkt befinner seg på øyene Hitra og Frøya utafor Trondheimsfjorden, samt fra Snillfjord inn til Hølonda i Sør-Trøndelag, og fra Skardsøya inn til Rindalen i Nord-Møre. Hensikten med undersøkelsen var å se om avstand fra øyene til kysten og avstand fra kysten til lokalitetene i innlandet hadde noe å si for artssammensetning i lokalitetene, og om artsantallet varierte mellom de tre områdene Frøya, Hitra og fastlandet. Det var også interessant å se om miljøvariablene ville ha noen effekt på utbredelsen av øyenstikkerne.

Det blei funnet totalt 20 arter, hvorav 19 er med i artsmaterialet som blei analysert. Hvis vi ser på alle artene som blei funnet innenfor de tre områdene, inkludert observasjoner av voksne individer, var det 19 arter på fastlandet, 15 på Hitra og 11 på Frøya, som er den ytterste øya.

Materialet blei analysert ved hjelp av lineære regresjoner, generaliserte lineærmodeller, DCA (detrended correspondence analysis) og metaMDS (nonmetric multidimensional scaling). Lokalitetene blei fordelt i ordinasjonsdiagram mht artssammensetning, og grupperte seg i tre tydelige ansamlinger, med lokaliteter fra hvert av de tre områdene i hver sine tre tydelige grupper. Analysene viste at avstand til kysten forklarer mye av variansen i artssammensetning mellom lokalitetene. pH og klorid forklarer endel av variansen i artssammensetning, men det er uklart om dette er en effekt av korrelasjon med avstand til kysten. Resultatene viste at både øybiogeografiske effekter og miljøvariabler har innvirkning på øyenstikkernes utbredelse i kystområdet i Midt-Norge.

ABSTRACT

The dragonflies (Odonata) have been subject to a lot of research within several different areas. A lot still remains unsolved, though, particularly when it comes to island biogeography. The effect of different aspects of water chemistry on the dragonfly larvae, has been under thorough investigation. In my thesis, I have examined the effects of environmental variables and also some biogeographical effects on the distribution of dragonflies in Mid Norway.

44 localities were sampled during the summer and autumn of 1999. The sampled localities are situated in inland Mid Norway, the coastal areas of Sør-Trøndelag and Nord-Møre, and on the islands Hitra and Frøya, outside the Trondheimsfiord. The aim was to see whether the distance from the coast to the islands, and also to the inland localities, had any effect on the dragonfly species distribution, and whether the species richness varied between the three investigated areas: Hitra, Frøya and the mainland. It was also interesting to see if the environmental variables would affect the distribution.

20 species were found; only 19 take part in the statistical analyses. If all the species are considered, including observations of adult specimens, the mainland had 19 species, Hitra had 15 species and Frøya, the outermost island, had 11 species.

The analyses used were linear regressions, generalized linear models, DCA (detrended correspondence analysis) and metaMDS (nonmetric multidimensional scaling). The ordination showed a grouping of localities according to species composition. According to the analyses, distance from shoreline explained much of the variance in species composition. pH and chloride explained 35 % of the variance combined, but this could be an effect of correlation with distance to shoreline. The results show that both island biogeography and environmental variables affect the distribution of dragonflies in the coastal area of Mid Norway.

INNHOLDSFORTEGNELSE

INNHOLDSFORTEGNELSE	1
1. INNLEDNING.....	3
2. OMRÅDEBESKRIVELSE.....	6
2.1 GENERELL OMRÅDEBESKRIVELSE.....	6
2.1.1 Kwartærgeologi	6
2.1.2 Berggrunnsgeologi.....	6
2.2 LOKALITETENE.....	7
3. MATERIALER OG METODER	16
3.1 LOKALITETER.....	16
3.2 LARVER.....	16
3.3 VANNPRØVER.....	17
3.3.1 Prøvetaking	17
3.3.2 Temperatur	17
3.3.3 pH.....	18
3.3.4 Ledningsevne	18
3.3.5 Vannfarge.....	18
3.3.6 Klorid.....	18
3.3.7 Kalsium og magnesium	19
3.4 STATISTISKE ANALYSER.....	19
4. RESULTATER.....	21
4.1 ØYENSTIKKERE.....	21
4.2 MILJØVARIABLER	27
4.2.1 pH.....	27
4.2.2 Ledningsevne	27
4.2.3 Vannfarge.....	28
4.2.4 Kalsium.....	28

4.2.5 Magnesium	28
4.2.6 Klorid.....	28
4.3 STATISTISKE ANALYSER.....	30
5. DISKUSJON	35
5.1 METODER	36
5.1.1 Området og lokalitetene	36
5.1.2 Vannprøver	36
5.1.3 Innsamling av larver	37
5.2 VARIABLER AV BETYDNING SOM IKKE ER MED I OPPGAVEN	38
5.2.1 Fisk.....	38
5.2.2 Vegetasjon	39
5.2.3 Areal	39
5.2.4 Høyde over havet	40
5.3 ARTSANTALL.....	40
5.4 ARTSFOREKOMSTER.....	41
5.4.1 Fordeling av lokaliteter og arter	41
5.4.2 Artenes forekomst og historie.....	41
5.5 MILJØVARIABLENE	44
5.5.1 Vannfarge.....	44
5.5.2 Surhetsgrad	44
5.5.3 Avstand til kysten, ledningsevne, magnesium, klorid og kalsium	45
5.6 KONKLUSJON	47
REFERANSER	49

1. INNLEDNING

Øyestikkere er en insektsorden som har vært gjenstand for mye forskning globalt. Det er blant annet gjort endel arbeid på habitatkrav og spredning (Bell, 1971; Watson et al., 1982; Bendell & McNicol, 1995; Carbone et al., 1998; Parr, 2000, 2001, 2002; Hansen, 2001a, b; med flere). Når det gjelder øybiogeografi, derimot, er det få arbeider å henvise til (Samways, 1998). I Norge har det vært gjennomført noen få undersøkelser på spredning og habitatkrav hos øyestikkere (Refsaas, 1986; Dolmen, 1995; Bang, 1999).

Øyestikkerne tilhører ordenen Odonata som er delt i to underordener: Zygoptera (vannnymfer) og Anisoptera (libeller). I Norge er det per i dag registrert 48 arter, hvorav 25 er påvist i Midt-Norge (Olsvik, 1996a, b; Aagaard & Dolmen (red.), 1996; Olsvik, pers. medd.). Øyestikkernes livssyklus foregår hovedsakelig i vann. De er avhengige av vann for å legge egg, og larvestadiet, som er 1-6 år avhengig av art og klima, tilbringes i vann. Adult, landlevende stadium er bare 2-10 uker (Corbet, 1980). Dermed er det naturlig å tro at mulige habitatbegrensninger vil være tilknyttet vannstadiet. Fra klekking tar det noen dager før de blir kjønnsmodne. Den tiden tilbringes ofte et stykke fra egnede våte lokaliteter. Voksne øyestikkere har stor bevegelsesevne. Den beste måten å påvise en art ved en lokalitet er derfor å samle de vannlevende larvene (Tjønneland, 1952). Registrering av exuviae er også tilfredsstillende for zoogeografiske studier, hvis de blir funnet på bredden, der klekking har funnet sted. Immature imagines flyr ikke så langt når de er nyklekte, og kan også indikere opprinnelsessted (Tjønneland, 1952).

Utifra øybiogeografiens teorier, vil det være sannsynlig at man finner færre arter med øyenes minkende størrelse og økende avstand til land (MacArthur & Wilson, 1963). Andre faktorer som kan regulere spredning til øyer, er avstand fra kilden til kystlinja, kildens størrelse, habitatdiversitet på ankomststedet, menneskelig påvirkning, geologisk alder, vindretning, vindstyrke, catching angle og topografi (MacArthur & Wilson, 1967; Kohn & Walsh, 1994; Morrison, 1998; med flere).

Tre faktorer har generelt blitt sett på som de viktigste for balanse i artsantall på øyer: areal, isolasjon og størrelse på kilde (MacArthur & Wilson 1967; Simberloff 1974; Williamson, 1981; Dennis & Shreeve, 1997). Peck et al. (1999) og Koh et al. (2002) fant at areal er viktigste faktor for spredning av bl.a. sommerfugler. Chown et al. (1998) og Joy & Death (2000) fant at avstand til nærmeste fastland forklarer mesteparten av variasjon i artsrikdom hos insekter. Dennis & Shreeve (1997) fant at antall arter i nærmeste kilde var den viktigste faktoren. Når det gjelder sommerfugler på de britiske øyer, fant Hockin (1981) at artsantall kan forklares ved kombinasjonen av størrelsen på kilden og isolasjon. Reed (1985) mener habitatdiversitet bestemmer artsrikdom hos sommerfugler. Flere studier støtter Reed i at habitatdiversitet er en signifikant faktor for spredning i øysamfunn (Perry et al. 1998; Ricklefs & Lovette 1999; Fox & Fox 2000).

Når det gjelder øyenstikkernes evne til spredning, finnes det flere eksempler på trekk over lengre distanser. Øyenstikkermigrasjoner har blitt observert ved observasjonspunkter for fugletrekk flere steder i Europa og Nord-Amerika (Parr, 2000, 2001, 2002; Hansen, 2001). Flere øyenstikkerarter er observert kryssende den engelske kanal, bl.a. *Calopteryx virgo*, *Sympetrum striolatum* og *Sympetrum flaveolum* (Parr, 2000, 2001, 2002).

Migrasjonskapasitet er imidlertid ikke bevis for koloniserings- og overlevelsespotensial. For at en art skal kunne kolonisere nye områder, må flere individer nå fram, og det må være passende habitater. *Aeshna mixta* kom som invasjonsart til Norge i 2004 (Olsen, pers. medd.; Olsvik, pers. medd.), og har klart å etablere seg på noen av lokalitetene den nådde (egne obs.). Det er tallrike eksempler på at øyenstikkere trekker i større flokker (Hansen, 2001), bl.a. *Libellula quadrimaculata* og *Sympetrum striolatum* (Williams 1958). På Skagen, Danmark, var det i mai og juni 2000 masseklekking av *L. quadrimaculata*, og et trekk ut Skagen på 100 000 libeller per time (Hansen, 2001).

I Norge har lite vært gjort innenfor øyenstikkere og fysisk-kjemiske faktorer (Dolmen, 1995; Bang, 1999). På verdensbasis finnes det derimot endel arbeider på bl.a. surhetsgradens innvirkning på øyenstikkere (Punzo, 1988; Gorham & Vodopich, 1992; Pollard & Berrill, 1992; Carbone et al., 1998), men det meste er

laboratorieforsøk. Andre biologiske, kjemiske og fysiske parametre som har blitt undersøkt er elevasjon, vannvegetasjon, vannets hardhet, ulike tungmetaller, salter og forekomst av fisk (Bendell & McNicol, 1995; Dolmen, 1995; Carbone et al., 1998; Bang, 1999). Øyestikkere som gruppe er tolerante overfor forsurening (Punzo, 1988; Pollard og Berrill, 1992; Zischke et al., 1983), men noen arter er mer sensitive for forsurening enn andre (Dolmen, 1995). Dolmen fant i sin undersøkelse på Sørlandet at de ulike øyestikkerartene hadde ulike preferanser mht elevasjon, surhetsgrad (pH), vannfarge (Pt) og ledningsevne (K_{25}). Bang (1999) fant at ledningsevne, soleksponering, surhetsgrad og vegetasjon hadde innvirkning på forekomsten av de ulike øyestikkerartene.

Formålet med denne oppgaven var å finne ut om utbredelsen av ulike øyestikkerarter på øyer og fastlandet i Midt-Norge skyldes øybiogeografiske og/eller fysiske/kjemiske forhold. Jeg ønsket å finne ut om vannkvalitetsparametre som vannfarge, ledningsevne, surhetsgrad og ulike salter har noe å si for utbredelsen i kystområdet av Sør-Trøndelag og Nord-Møre, og om øybiogeografien spiller noen rolle i dette tilfellet. Jeg ønsket også å se på om det er noen sammenheng mellom øybiogeografi og kjemiske/fysiske egenskaper.

Hypotesene som danner grunnlaget for oppgaven er følgende:

Hypotese 1: Artsantall på fastlandet, Hitra og Frøya er ikke forskjellige.

Hypotese 2: Artssammensetninger i lokaliteter innenfor hver av de tre ulike områdene er ikke forskjellige.

Hypotese 3: Avstanden fra lokalitetene til kystlinja påvirker ikke utbredelsen av øyestikkerarter.

Hypotese 4: Fysiske og kjemiske parametre i vannene har ingen betydning for utbredelsen av øyestikkerarter.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

2.1 GENERELL OMRÅDEBESKRIVELSE

Lokalitetene befinner seg på øyene Hitra og Frøya utafor Trondheimsfjorden, samt fra Snillfjord inn til Hølonda i Sør-Trøndelag, og fra Skardsøya inn til Rindalen i Nord-Møre. De dekkes av M711-kartene 1421 I, 1421 II, 1421 III, 1421 IV, 1422 I, 1422 II, 1422 III, 1422 IV, 1521 I, 1521 II, 1521 III, 1521 IV og 1522 III fra Statens kartverks topografiske hovedkartserie (tab. 1). I oppgaven er lokalitetene fordelt på tre undersøkelsesområder i Sør-Trøndelag og Nord-Møre: Frøya, Hitra og fastlandet fra kysten inn til Orkdalen.

2.1.1 Kvartærgeologi

På Hitra ligger alle lokalitetene i områder med torvmyr, i områder med marine strandavsetninger eller i områder med bart fjell med torvmose eller marine strandavsetninger. Sju av lokalitetene ligger i områder med rein torvmyr.

På Frøya ligger lokalitetene i områder med bart fjell med torvmose eller marine strandavsetninger eller i områder med torvmyr.

På det som i oppgaven blir kalt fastlandet, er det høyere variasjon i kvartærgeologien på lokalitetene. I tillegg til torvmyr, marine avsetninger og bart fjell med torvmose, finnes også områder med humusdekke, morenemateriale, breelvavsetning og skredavsetning, i lykkelig blanding.

2.1.2 Berggrunnsgeologi

Når det gjelder de berggrunnsgeologiske kartene, manglet det i stor grad opplysninger for Hitra og Frøya. Det fantes noen mellomdevonske og kaledonske intrusive

bergarter som var kartlagt på Hitra (4 lokaliteter), samt en lokalitet med gneis fra senprekambrium/silur.

Det fantes opplysninger om nesten alle lokalitetene på fastlandet, med to unntak. På femten av de sytten lokalitetene som det fantes opplysninger om, besto berggrunnen for det meste av skifer eller gneis fra senprekambrium/silur. En lokalitet hadde prekambrisk grunnfjell, og en hadde kaledonsk dioritt.

2.2 LOKALITETENE

De ulike lokalitetene er i teksten under beskrevet kort med hensyn til beliggenhet og vegetasjon. En oversikt over kartkoordinater finnes i tabell 1.

Kaldklov ligger øst på Hitra. Det er et torvmyrtjern med rik forekomst av snelle, starr og sivaks og middels rik forekomst av bukkeblad, vannlilje og tjønnaks.

Svarbergan (fig. 1) ligger nordvest på Hitra. Lokaliteten består av torvgraver med middels rik forekomst av snelle, bukkeblad, myrull, tjønnaks, starr, sivaks og kortskuddsplanter.

Helgebostadøya ligger nordvest på Hitra. Her undersøkte jeg et tjern med middels rik forekomst av starr, bukkeblad, tjønnaks, vannlilje, myrull, samt noe sivaks og torvmose.

Buttersvågen ligger nordvest på Hitra. Her ligger det et tjern med rik forekomst av starr og snelle og middels rik forekomst av bukkeblad, tusenblad og ubestemt kortskuddsplante, samt litt torvmose. Det er sandbunn i en ende av vannet og myrbunn i den andre enden.

Havmyran ligger litt innpå nordre del av Hitra. Her undersøkte jeg et tjern med middels forekomst av starr, bukkeblad, myrull, tjønnaks og torvmose, samt noe takrør, kortskuddsplanter og tusenblad.

Gjertrudvatnet ligger på Fjellværøya, nordøst for Hitra. Det har sandbunn og litt myrbunn med middels rik forekomst av starr og bukkeblad, samt noe hvit nøkkerose, tjønnaks, tusenblad, torvmose og kortskuddsplanter. Det var jernholdig sand ved et bekkeinnløp.

Grindskardvatnet ligger på Ulvøya, nordøst for Hitra. Det har grus-/sadbunn med rik forekomst av snelle, myrhatt, andemat, levermose og bukkeblad langs bredden og middels rik forekomst av tjønnaks, samt noe starr og kortskuddsplanter.

Liatjern ligger nordøst på Hitra. Det er omgitt av torvmyr med rik forekomst av tettegras, snelle og bukkeblad og middels rik forekomst av tusenblad og starr, samt noe myrull, kortskuddsplanter, tjønnaks og pilblad.

Kvernvatnet (fig. 2) ligger på Murvoll på Sør-Hitra. Det har stein-/grus-/sadbunn med rik forekomst av starr og noe torvmose langs en av kantene, samt noe bukkeblad, snelle, tusenblad, tjønnaks og myrull ved elveinnløpet.

Myrtjernet ved Strøm ligger midt på nordre del av Hitra. Det er et myrtjern med rik forekomst av starr og middels rik forekomst av tjønnaks, tusenblad og snelle, samt noe bukkeblad, kortskuddsplanter og myrull.

Vatnet ved Strøm ligger midt på nordre del av Hitra. Det har rik forekomst av starr og snelle og noe tjønnaks, bukkeblad, tusenblad, tettegras, torvmose og kortskuddsplanter.

Igletjern (fig. 3) ligger sørvest på Hitra. Det har grus-/sadbunn i ene enden og myr i den andre enden. Tjernet har en middels rik forekomst av starr, takrør, kortskuddsplanter og tusenblad, samt noe bukkeblad, tjønnaks, tettegras og snelle. Det er torvmose ved et bekkeinnløp. Her var det rikelig med blodigler.

Kjørstadvatnet ligger på Sør-Hitra. Det er omgitt av bart fjell med rik forekomst av takrør, starr og tjønnaks og middels rik forekomst av snelle, vannlilje, kortskuddsplanter og torvmose, samt noe bukkeblad.



Figur 1. *Torvmyrtjern på Svartbergan, Hitra.*



Figur 2. *Kvernvatnet, Hitra.*



Figur 3. *Igletjern, Hitra.*



Figur 4. *Tjern på Fillingsnes, Frøya.*

Husvatnet ligger på Sør-Hitra. Det er et vann med sandbunn omgitt av bart fjell. Her er det rik forekomst av starr og kortskuddsplanter.

Dalavatnet ligger på Sør-Hitra. Det har sandbunn og rik forekomst av starr, vannlilje og torvmose (torvmyr i en ende), middels rik forekomst av tettegras og noe snelle, tjønnaks og tusenblad.

Sør-Dyrøy ligger nord på Frøya. Her undersøkte jeg et tjern omgitt av torvmyr med rik forekomst av myrhatt, starr, tjønnaks og bukkeblad, samt levermose.

Fillingsnes (fig. 4) ligger sør på Frøya. Her undersøkte jeg et tjern omgitt av torvmyr med rik forekomst av bukkeblad og vannlilje, samt middels rik forekomst av starr og tjønnaks.

Stororta ligger sør på Frøya. Tjernet jeg undersøkte er omgitt av torvmyr med delvis rik forekomst av bukkeblad, samt noe starr og levermose.

Tjernet på Indre Rosaberget ligger midt på søndre del av Frøya. Det er omgitt av noe torvmyr med rik forekomst av starr, samt noe bukkeblad, snelle, sivaks og tettegras.

Skardsvågvatnet ligger sør på Frøya. Det er en gårdsdam med noe torvmose i ene enden av vannet, rik forekomst av andemat, bukkeblad, vannlilje, snelle, samt noe myrhatt, tjønnaks og tettegras.

Malmmyran ligger nordvest på Frøya. Her undersøkte jeg et myrtjern med rik forekomst av starr, samt noe sivaks, myrull, bukkeblad og tettegras.

Aunvatnet ligger nord på Frøya. Det har sandbunn og middels rik forekomst av starr, samt noe vannlilje, bukkeblad, snelle, tusenblad og ubestemt kortskuddsplante. Vannet har en bade plass.

Middagstjern ligger nordøst på Frøya. Det er et tjern med rik forekomst av blankstarr, starr, bukkeblad, snelle, tusenblad, og middels rik forekomst av tjønnaks, hesterumpe, torvmose, sivaks og tettegras, samt noe myrull.

Valmovatnet ligger sørvest på Frøya. Vann har stein-/sandbunn og rik forekomst av sivaks og ubestemt kortskuddsplante, samt noe starr, levermose, tettegras, bukkeblad og torvmose. Det var mye grønske i vannet.

Myrtjernet ved Valmovatnet ligger sørvest på Frøya, rett ved Valmovatnet. Det er et tjern omgitt av torvmyr med rik forekomst av bukkeblad og myrhatt og middels rik forekomst av andemat, samt noe starr og sivaks.

Småvatnan i Hemne er et lite vann. Det er rikt med takrør og vannlilje rundt hele vannet. Det er også endel torvmose og starr, og noe snelle og tusenblad.

Tjernet ved Stavneslia i Hemne er et middels lite tjern. Inntil tjernet ligger noe svartmyr med vannlilje. Ellers er det endel starr, vannlilje, torvmose og bukkeblad og noe tusenblad og blærerot i tjernet.

Høgåsvatnet er middels stort og ligger i Rindal. Langs bredden vokser et tett belte med starr, snelle og bukkeblad, og også endel vannlilje, noe tusenblad og tettegras, og litt andemat.

Bjørtjønnna ligger i Meldal. Det er et lite tjern, som har rikt med bukkeblad og vannlilje, endel tjønnaks, noe torvmose, starr og snelle, samt innslag av blærerot og tettegras.

Lomtjønnna ligger i Meldal. Det er et lite torvmyrtjern. Det vokser endel starr, noe bukkeblad og tusenblad, samt myrhatt i tjernet.

Igletjønnna ligger også i Meldal. Det vesle tjernet har godt med starr, og i tillegg endel vannlilje, bukkeblad, snelle, tusenblad, tettegras og torvmose.

Svorkåsen ligger i Orkdal. Tjernet jeg undersøkte her er et lite tjern med endel takrør, starr, vannlilje, bukkeblad, snelle og torvmose. Det har delvis grusbunn.

Tjernet ved Lisbetsæter er et knøttlite torvmyrtjern med rik forekomst av starr og bukkeblad, noe tettegras, snelle, vannlilje og tusenblad.

Nesavatnet ligger i Snillfjord. Det er et middels lite vann med endel starr, snelle, tjønnaks, bukkeblad og vannlilje. I tillegg finnes noe torvmose langs deler av vannet.

Fossadalsvatnet er et lite tjern i Snillfjord, et par kilometer fra Nesavatnet. Det er torvmose rundt bredden, og det vokser mye starr og snelle, endel tjønnaks og vannlilje, noe tettegras og myrull i tjernet.

Tjernet på Stormyra i Hemne er et torvmyrtjern med mye snelle, endel bukkeblad, takrør, tjønnaks, vannlilje, tusenblad og starr, samt noe blærerot.

Nonshaugen (fig. 5) ligger i Aure. Tjernet jeg undersøkte her er et myrtjern med mye starr, torvmose, endel bukkeblad og litt snelle.

Åfarli ligger i Halså. Tjernet jeg undersøkte er et torvmyrtjern som har rikt med tusenblad, vannlilje, myrhatt og bukkeblad. Det vokser også noe snelle, starr og kråkefot her.

Liavatnet ligger i Surnadal. Det er et lite vann med endel starr og torvmose, samt noe snelle, vannlilje, tjønnaks, tusenblad og bukkeblad.

Liahaugtjønn ligger i Meldal, rett vest for Løkken. Tjernet har torvmosekant, og det vokser rikt med vannlilje, tjønnaks, bukkeblad og starr, samt noe myrhatt i tjernet.

Hallgututjønn ligger i Midtre Gauldal. Tjernet er lite, med mye snelle og starr, endel tusenblad, bukkeblad og vannlilje og noe tjønnaks, myrhatt og flytegras.

Kongensvoll ligger i Snillfjord. Tjernet som blei undersøkt er lite, og det har rikt med torvmose og myrull, samt noe starr og flytegras.

Hundhammarvatnet ligger på Ertvågøya i Aure. Det er et middels stort vann med endel starr, torvmose, bukkeblad og vannlilje, samt noe tusenblad, tjønnaks og tettegras.

Norddalsvatnet (fig. 6) ligger i Snillfjord. Det er et lite vann som har rikt med starr og torvmose og noe myrull.



Figur 5. *Tjern ved Nonshaugen.*



Figur 6. *Norddalsvatnet, Snillfjord.*

Tabell 1. Kartkoordinater og avstand til kysten (oppgitt i meter) for hver av lokalitetene. Positive verdier er innover i landet fra kysten, og negative verdier er utover på øyene.

LOKALITET	Kartnr. M-711	UTM	Avst til kyst i m
Kaldeklov	1422 2	32V MR 992496	-13200
Svartbergan	1422 3	32V MR 796474	-16800
Helgebostadøya	1422 3	32V MR 790488	-18400
Buttersvågen	1422 3	32V MR 737469	-17600
Havmyran	1422 3	32V MR 776455	-12400
Gjertrudvatnet	1422 2	32V NR 045548	-13200
Grindskardvatnet	1422 2	32V NR 031596	-18800
Liatjern	1422 2	32V MR 969535	-17200
Kvernvatnet, Murvoll	1421 4	32V MR 754344	-5500
Strøm, myrvann	1422 3	32V MR 859490	-16400
Strøm, vann	1422 3	32V MR 853492	-16400
Igletjern	1421 1	32V MR 945398	-6750
Kjørstadvatnet	1421 4	32V MR 693353	-9600
Husvatnet	1421 4	32V MR 699339	-7850
Dalavatnet	1421 4	32V MR 715349	-8000
Sør-Dyrøy	1422 4	32V MR 820728	-39200
Fillingsnes	1422 3	32V MR 747600	-29600
Stororta	1422 3	32V MR 767604	-29600
Rosaberget, indre	1422 3	32V MR 802625	-30400
Skardsvågvatnet	1422 3	32V MR 829617	-29200
Malmmyran	1422 3	32V MR 748634	-33600
Aunvatnet	1422 3	32V MR 809655	-32400
Middagstjern	1422 1	32V MR 888713	-34000
Valmovatnet	1422 3	32V MR 672620	-32800
Valmovatnet, myrvann	1422 3	32V MR 673621	-32800
Småvatnan	1421 1	32V MR 885310	1650
Stavneslia	1421 1	32V MR 928330	50
Høgåsvatnet	1521 3	32V NQ 185992	42800
Bjørtjønna	1521 3	32V NQ 278997	49200
Lomtjønna	1521 2	32V NQ 461926	60000
Igletjønna	1521 2	32V NQ 505917	64400
Svorkåsen	1521 3	32V NR 330131	39200
Lisbetsæter	1521 1	32V NR 464142	46000
Nesavatnet	1521 4	32V NR 192391	5600
Fossadalsvatnet	1521 4	32V NR 175402	4800
Stormyra	1421 2	32V NR 010090	27200
Nonshaugen, myrtjern	1421 1	32V MR 908227	10050
Åfarli, myrtjern	1421 3	32V MQ 666968	18200
Liavatnet	1421 3	32V MQ 720891	27600
Liahautjønna	1521 3	32V NR 338011	46400
Hallgututjønna	1521 2	32V NQ 554960	64400
Kongensvoll	1522 3	32V NR 192472	300
Hundhammarvatnet	1421 3	32V MR 653083	8800
Norrdalsvatnet	1522 3	32V NR 216429	5500

3. MATERIALER OG METODER

44 vann i Midt-Norge blei undersøkt mht artssammensetning og vannkjemi. Feltarbeidet blei utført 25.06.-20.08.98, 01.07.-20.08.99 og 12.09.-18.09.99.

3.1 LOKALITETER

Oppgaven er konsentrert rundt tre undersøkelsesområder i Sør-Trøndelag og Nord-Møre: Frøya, Hitra og fastlandet fra kysten inn til Orkdalen. Innenfor disse tre områdene er henholdsvis 10, 15 og 19 lokaliteter valgt ut. Lokalitetene blei valgt ut på M711-kart utifra nærhet til vei, spredning innafor undersøkelsesområdet og spredning i habitattype.

3.2 LARVER

Sesongen 1998 var pilotsesong, for å prøve metodene og undersøke om de anbefalte ti håvtrekk etter larver per vann (Dolmen, 1992) var nok. 10-13 håvtrekk per vann blei foretatt i tjue vann. Kurver blei så konstruert utfra antall nye øyestikkerarter i hvert nye håvtrekk rundt et vann. I de fleste vanna tyda resultatene på at 10 håvtrekk var nok, men enkelte artsrike vann viste at antall arter forsatte å øke etter det tiende trekket. Det kan se ut som om resultatet var avhengig av hvor jeg starta og avslutta runden rundt vannet. Det blei avgjort at det skulle tas 10 håvtrekk per vann.

Håvtrekka blei tatt 10 steder langs bredden av hvert vann, i alle vannets ulike typer vegetasjon, for å få med flest mulig arter. Utfra litteratur (Sandhall, 1987; Sahlén, 1996) og egne resultater fra pilotsesongen, kan det se ut som om ulike arter trives i ulik vegetasjon.

Metoden som blei brukt til larveinnsamling, var ”dolmenske” Z-sveip, utviklet av Dag Dolmen, NTNU, Trondheim. Håven føres i en flat Z-bevegelse 1,5 m fra side til side i

vannvegetasjonen, med håvens åpning mot land og vegetasjonen (Dolmen, 1992). For å få med de små larvestadiene som kan skjule seg blant råtnende vegetasjon på bunnen var ramma på håven i kontakt med bunnen da håvtrekkene blei tatt. Håven består av en 25x25 cm metallramme med håvpose (maskevidde 500 µm) og et 180 cm langt skaft av glassfiber. Hver eneste larve fra hvert håvtrekk blei plukka ut med urmakerpinsett, uavhengig av tid per prøve. Prøver med mye vegetasjon eller bunnsediment tok lengre tid å gå gjennom enn prøver med lite vegetasjon eller bunnsediment. Prøvene tok også kortere tid å gå gjennom etterhvert som jeg utvikla søkebilde (search image) for spesielt de minste, godt kamuflerte (!) larvene. Larvene blei lagt i dramsglass fylt med 70-80% etanol – ett glass per prøve – og seinere bestemt ved hjelp av en 50X Leica stereolupe. Bestemmelseslitteratur var Norling og Sahlén (1997).

3.3 VANNPRØVER

3.3.1 Prøvetaking

For hver lokalitet blei ti 250 ml reine plastflasker (polyetylen) fylt med vann på ti ulike steder langs vannet, ca. 0,5 m fra bredden og 10 cm under overflaten, hovedsakelig på samme steder langs vannet som håvtrekka blei tatt. Vannet blei blanda i ei rein 5 l plastbøtte, hvorfra én 250 ml blandprøve blei tatt ut i en ny, rein 250 ml PE-flaske. Blandprøvene fra hver enkelt lokalitet var utgangspunkt for alle seinere fysiske og kjemiske analyser. Variablene som er med, er valgt utifra tidligere artikler.

3.3.2 Temperatur

Temperatur blei målt med et 0-50°C sprittermometer i vannet ved prøvetaking og i blandprøvene samme dag, før pH- og K₂₅-målinger.

3.3.3 pH

Et Radiometer PMH80 Portable pH-meter med pHC 2005-7 Red Rod elektrode blei brukt til pH-målingene. pH blei målt samme dag som prøvene blei tatt, bortsett fra på de siste vanna i perioden 01.07.-20.08.99, da pH-meteret streika. Det blei tatt nye prøver i disse vanna 12.09.-18.09.99. pH-meteret blei kalibrert mot bufferløsninger med pH 7,00 og 4,01 før hver måleserie.

3.3.4 Ledningsevne

Ledningsevnen (K_{25}) blei målt med et CDM80 Conductivity Meter samme dag som prøvene blei tatt. Konduktivitetsmeteret blei stilt inn på prøvens temperatur før ledningsevnen blei avlest (ved korrigert 25°C). Konduktivitetsmeteret blei kalibrert mot destillert vann. Verdiene er oppgitt i $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3.3.5 Vannfarge

Vannfargen blei målt som Pt-verdi (mg Pt/l), visuelt med en Hellige fargekomparator og Nessler-rør, i endel av prøvene samme dag som de blei tatt. Fargeskiver standardisert mot Pt-koboltkloridløsning blei brukt til målingene. Skalaene på skivene gikk fra 5-40, med intervaller på 10 enheter og fra 50-150, med intervaller på 10 enheter mellom 50 og 100 og 25 enheter mellom 100 og 150. Prøver som var mørkere av farge enn de mørkeste verdiene på fargeskivene blei først fortynna 50:50 prøve:dest.vann, og deretter fortynna nok en gang 50:50, hvis de fremdeles var mørkere enn mørkeste verdi på fargeskivene.

3.3.6 Klorid

Kloridverdiene blei målt med en Flow Injection Analyser, FIA Star 5020. Analysene blei utført ca. ett år etter prøvetaking. Prøvene hadde vært oppbevart mørkt og kjølig.

3.3.7 Kalsium og magnesium

Verdiene blei målt med atomabsorpsjon (flamme-AAS, med gassblandingen lystgass/acetylen, uten lanthanumtilsetning). Analysene blei utført ca. et og et halvt år etter prøvetaking. Prøvene hadde vært oppbevart mørkt og kjølig. Tidligere forsøk har vist at lang lagringstid ikke endrer resultatene vesentlig (Seland, 1999; Bøyum, pers. medd.).

3.4 STATISTISKE ANALYSER

Programmene SPLUS 6.0 og R 2.4.1 blei brukt til de statistiske analysene av materialet.

Lineære regresjoner blei brukt for å teste om det var korrelasjon mellom avstand til kysten og de ulike miljøvariablene.

Korrelasjonen mellom antall arter per lokalitet og de ulike variablene og antall individer per lokalitet og de ulike variablene, blei testa med generaliserte lineærmodeller (GLM) av familie Poisson.

Detrended correspondence analysis (DCA) blei kjørt for å se på fordelingen av arter og lokaliteter i forhold til hverandre. Deretter blei envfit() lagt til for å se på sammenhengen mellom artssammensetning i lokalitetene og miljøvariabler. Envfit() utfører lineære regresjoner mellom DCA-scores for lokaliteter og miljøvariabler, med permutasjonstester for å rangere signifikans og forklaringsgrad.

Miljøvariablenes (for anledningen inkludert Avstand til kysten) innvirkning på fordelingen av arter og lokaliteter blei undersøkt med metaMDS (nonmetric multidimensional scaling med flere tilfeldige startverdier).

DCA og NMDS er to ulike metoder innen ordinasjon, og de to mest populære metodene innen indirekte gradientanalyse.

- NMDS (nonmetric multidimensional scaling) presenterer ikke en lineær korrelasjon, men en rangordenkorrelasjon. NMDS viser hvilke miljøvariabler som har innvirkning på artenes forekomst, men viser ikke hvilke arter og lokaliteter som befinner seg hvor i diagrammet.
- DCA er en unimodal ordinasjonsanalyse som bygger på vanlig korrespondanseanalyse. Ordinasjonsdiagram i DCA-analyser viser fordeling av arter og lokaliteter i forhold til hverandre. Der korrespondanseanalysen kan ha en bueffekt som kan vise forskjeller og likheter i fordelingen som ikke er reelle, vil DCA bryte ned denne bueffekten, slik at man kan være mer sikker på at korrelasjonene i diagrammet er reelle.

4. RESULTATER

4.1 ØYENSTIKKERE

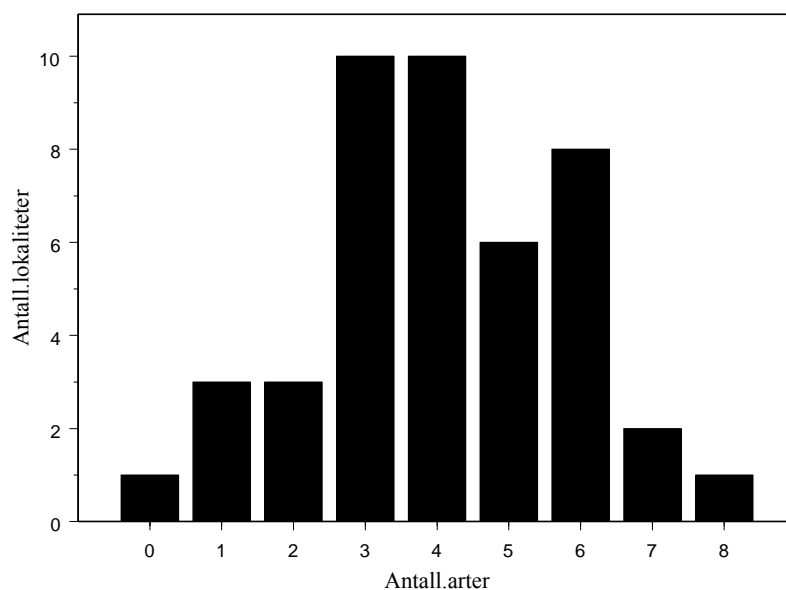
Det ble funnet larver av 20 arter i undersøkelsesområdet, hvorav 17 på fastlandet, 15 på Hitra og 10 på Frøya (tab. 2). Larver av *Somatochlora arctica* ble funnet i små torvmyrpytter i nærheten av lokaliteter på Hitra og fastlandet, men ikke i selve lokalitetene. Uten denne arten blir det **19 arter, hvorav 16 på fastlandet, 14 på Hitra og 10 på Frøya**. Adulte individer av *Pyrrhosoma nymphula* og *Cordulegaster boltoni* ble observert på lokaliteter på fastlandet, samt *Somatochlora metallica* på Frøya. Hvis vi regner med disse tilleggssfunnene, blir artsantallet totalt 20 arter, hvorav 19 på fastlandet, 15 på Hitra og 11 på Frøya (tab. 2).

I alt 915 larver ble bestemt til art, fordelt på 19 arter og 44 vann (tab. 4). Det var kun noen få av de minste larvene innen familiene Libellulidae (slektene *Libellula*, *Sympetrum* og *Leucorrhinia*) og Coenagrionidae (*Coenagrion*, *Enallagma*, *Ischnura*) som ikke lot seg bestemme til hverken art eller slekt p.g.a. manglende eller ikke fullt utvikla karakterer. Hos de 44 vannene er fordelingen mht antall arter per vann vist i fig. 4 under.

På lokalitet 34, Nesavatnet, ble det ikke funnet noen larver. Vannet skiller seg ikke ut mht kjemiske og fysiske målte variabler, men store deler lå i skygge, da vannet ligger rett nedafor riksvegen, og bredden ellers var tett bevokst med trær. Nesavatnet er ikke tatt med i dataanalysene.

Tabell 2. Arter påvist i Midt-Norge og i de tre undersøkelsesområdene.

Art	Midt-Norge	Fastland	Hitra	Frøya
<i>Calopteryx</i> LEACH, 1815				
virgo (LINNAEUS, 1758)	1			
<i>Lestes</i> LEACH, 1815				
sponsa (HANSEMAN, 1823)	1			
<i>Pyrrhosoma</i> CHARPENTIER, 1840				
nymphula (SULZER, 1776)	1	ad	1	1
<i>Erythromma</i> CHARPENTIER, 1840				
najas (HANSEMAN, 1823)	1			
<i>Coenagrion</i> KIRBY, 1890				
hastulatum (CHARPENTIER, 1840)	1	1	1	
armatum (CHARPENTIER, 1840)	1	1		
johanssoni (WALLENGREN, 1894)	1	1		
pulchellum (VANDER LINDEN, 1825)	1	1	1	1
<i>Enallagma</i> CHARPENTIER, 1840				
cyathigerum (CHARPENTIER, 1840)	1	1	1	1
<i>Ischnura</i> CHARPENTIER, 1840				
elegans (VANDER LINDEN, 1820)	1		1	1
<i>Aeshna</i> FABRICIUS, 1775				
caerulea (STRØM, 1783)	1	1		
junceae (LINNAEUS, 1758)	1	1	1	1
subarctica WALKER, 1908	1	1		
grandis (LINNAEUS, 1758)	1	1	1	1
<i>Cordulegaster</i> LEACH, 1815				
boltoni (DONOVAN, 1807)	1	ad	1	
<i>Cordulia</i> LEACH, 1815				
aenea (LINNAEUS, 1758)	1	1	1	
<i>Somatochlora</i> SÉLYS, 1871				
metallica (VANDER LINDEN, 1825)	1	1	1	ad
alpestris (SÉLYS, 1840)	1			
arctica (ZETTERSTEDT, 1840)	1	1	1	
<i>Libellula</i> LINNAEUS, 1758				
quadrifasciata LINNAEUS, 1758	1	1	1	1
<i>Sympetrum</i> NEWMAN, 1833				
striolatum (CHARPENTIER, 1840)				
nigrescens	1	1	1	1
flavolum (LINNAEUS, 1758)	1			
danae (SULZER, 1776)	1	1	1	1
<i>Leucorrhinia</i> BRITTINGER, 1850				
dubia (VANDER LINDEN, 1825)	1	1	1	1
rubicunda (LINNAEUS, 1758)	1	1		
Totalt antall arter (larver)		17	15	10
Totalt antall arter (larver + ad.)	25	19	15	11



Figur 7. *Antall øyestikkerarter per lokalitet.*

Det er 8 lokaliteter med 6 arter (fig. 7), hvorav to på Frøya, fire på Hitra og to på fastlandet, to lokaliteter med sju arter, begge på fastlandet, og én lokalitet med åtte arter, på Hitra. Det vil si at av de elleve lokalitetene med flest arter, ligger fem på Hitra, fire på fastlandet og to på Frøya.

Artsnavnene er forkortet i tabeller, figurer og diagrammer. Forkortelsene er forklart i tabellen under.

Tabell 3. *Forklaring på forkortelser av artsnavn brukt i tabeller, figurer og diagrammer.*

Pyrrhosoma nymphula	PYNY	Aeshna grandis	AEGR
Coenagrion hastulatum	COHA	Cordulegaster boltoni	COBO
Coenagrion armatum	COAR	Cordulia aenea	COAE
Coenagrion johanssoni	COJO	Somatochlora metallica	SOME
Coenagrion pulchellum	COPM	Somatochlora arctica	SOAR
Enallagma cyathigerum	ENCY	Libellula quadrimaculata	LIQU
Ischnura elegans	ISEL	Sympetrum striolatum nigrescens	SYNI
Aeshna caerulea	AECA	Sympetrum danae	SYDA
Aeshna juncea	AEJU	Leucorrhinia dubia	LEDU
Aeshna subarctica	AESU	Leucorrhinia rubicunda	LERU

Tabell 4. *Antall larver av hver art per lokalitet.*

VANN	PYNY	ISEL	ENCY	COAR	COPM	COHA	COJO
1. Kaldklov						6	
2. Svarbergan			1				
3. Helgebostadøya		1	5				
4. Buttersvågen					3		
5. Havmyran			2				
6. Gjertrudvatnet		8					
7. Grindskardvatnet		6	1		1		
8. Liatjern	1	2					
9. Kvernvatnet, Murvoll							
10. Strøm, myrvann							
11. Strøm, vann		1					
12. Igletjern	2		1			1	
13. Kjørstadvatnet		1			1		
14. Husvatnet		4	2				
15. Dalavatnet		1					
16. Sør-Dyrøy							
17. Fillingsnes			26				
18. Stororta			17				
19. Rosaberget, indre		1			1		
20. Skardsvågvatnet		5	1		1		
21. Malmmyran							
22. Aunvatnet		1					
23. Middagstjern	4		20				
24. Valmovatnet							
25. Valmov., myrvann			5				
26. Småvatnan					1		
27. Stavneslia							
28. Høgåsvatnet						10	
29. Bjørtjønna						14	
30. Lomtjønna							
31. Igletjønna			1			4	
32. Svorkåsen			1			3	3
33. Lisbetsæter				2		26	12
34. Nesavatnet							
35. Fossadalsvatnet							
36. Stormyra							4
37. Nonshaugen, myrtj.						14	
38. Åfarli, myrtjern					1	14	
39. Liavatnet						1	
40. Liahaugtjønna							2
41. Hallgututjønna			1			9	
42. Kongensvoll							
43. Hundhammarvatnet							
44. Norddalsvatnet							
Tot. sum ind. per art	7	31	84	2	9	102	21

Forts. tab. 4.

VANN	AEJU	AESU	AECA	AEGR	COBO	COAE	SOME
1. Kaldklov	5						
2. Svartbergan	8			1			
3. Helgebostadøya	30			6		1	2
4. Buttersvågen				1			
5. Havmyran	5						
6. Gjertrudvatnet	1			1			
7. Grindskardvatnet							
8. Liatjern				1			
9. Kvernvatnet, Murvoll				1			
10. Strøm, myrvann				3			1
11. Strøm, vann	4			5			
12. Igletjern				1			
13. Kjørstadvatnet							
14. Husvatnet				1			
15. Dalavatnet				1	1		1
16. Sør-Dyrøy	2						
17. Fillingsnes	1			1			
18. Stororta	9			1			
19. Rosaberget, indre	1						
20. Skardsvågvatnet				1			
21. Malmmyran	2						
22. Aunvatnet				1			
23. Middagstjern	5			1			
24. Valmovatnet				1			
25. Valmov., myrvann	2			1			
26. Småvatnan						1	
27. Stavneslia				2			
28. Høgåsvatnet	4			11			
29. Bjørtjønna	13		1	1			
30. Lomtjønna	2						1
31. Igletjønna	3						
32. Svorkåsen	1		1	2			
33. Lisbetsæter	19	1	1	2			
34. Nesavatnet							
35. Fossadalsvatnet	4			2			
36. Stormyra	2			1			
37. Nonshaugen, myrtj.	12			1			
38. Åfarli, myrtjern	9			4			
39. Liavatnet	4						
40. Liahaugtjønna	5					1	
41. Hallgututjønna	2						
42. Kongensvoll	28			3			
43. Hundhammarvatnet							
44. Norddalsvatnet	7		5	2			
Tot. sum ind. per art	190	1	8	60	1	3	5

Forts. tab. 4.

VANN	LIQU	SYST(NI)	SYDA	LEDU	LERU	Ant.ind	Ant.arter
1. Kaldklov	1		2	51		65	5
2. Svarbergan	5		2	22		39	6
3. Helgebostadøya	1			13		59	8
4. Buttersvågen	1	5				10	3
5. Havmyran	2		6	45		60	5
6. Gjertrudvatnet	1	1				12	5
7. Grindskardvatnet						8	3
8. Liatjern		1	2	3		10	6
9. Kvernvatnet, Murvoll			2			3	2
10. Strøm, myrvann		1				5	3
11. Strøm, vann		3				13	4
12. Igletjern		2		2		9	6
13. Kjørstadvatnet				1		3	3
14. Husvatnet	1	5	2			15	5
15. Dalavatnet	1	1				6	6
16. Sør-Dyrøy			2			4	2
17. Fillingsnes			14			42	3
18. Stororta			14	2		43	6
19. Rosaberget, indre			2			5	4
20. Skardsvågvatnet		2				10	4
21. Malmmyran	1		3			6	3
22. Aunvatnet						2	1
23. Middagstjern		1	8			39	6
24. Valmovatnet						1	1
25. Valmov., myrvann			3			11	4
26. Småvatnan			4			6	3
27. Stavneslia		1				3	1
28. Høgåsvatnet						25	4
29. Bjørtjønna				2		31	5
30. Lomtjønna			2			5	4
31. Igletjønna				2		10	4
32. Svorkåsen				8		19	7
33. Lisbetsæter				17		80	7
34. Nesavatnet						0	0
35. Fossadalsvatnet	3			9		18	4
36. Stormyra			1	2		10	5
37. Nonshaugen, myrtj.	1			21	1	50	6
38. Åfarli, myrtjern			1	12		41	6
39. Liavatnet				1		6	3
40. Liahaugtjønna				5		13	4
41. Hallgututjønna						12	3
42. Kongensvoll				39		70	3
43. Hundhammarvatnet	2			1		3	2
44. Norddalsvatnet				19		33	4
Tot. sum ind. per art	20	23	70	277	1	915	

4.2 MILJØVARIABLER

4.2.1 pH

Når man skal se på pH i forhold til øyenstikkere, kan pH-verdiene deles inn i 5 kategorier etter surhetsgrad (Dolmen, 1995):

Ekstremt surt – $\text{pH} < 4,6$

Sterkt surt – $\text{pH} < 6,0$

Svakt surt – $\text{pH} 6,0-6,6$

Nøytralt – $\text{pH} 6,7-7,3$

Basisk – $\text{pH} \geq 7,4$

Ingen av lokalitetene var ekstremt sure, men lokalitet 17, Fillingsnes (Frøya), hadde pH 4,64 og var den absolutt sureste. I kategorien sterkt surt, hadde Hitra 1 lokalitet og Frøya og fastlandet 4 lokaliteter hver. I kategorien svakt surt, hadde Frøya 2 lokaliteter, Hitra 11 lokaliteter og fastlandet 10 lokaliteter. Frøya hadde 4 nøytrale vann, Hitra 2 og fastlandet 5. Det var én basisk lokalitet: Grindskardvatnet på Hitra. (Tab. 5)

Hvis man ser på de elleve lokalitetene som har 6-8 arter per vann, tilhører åtte lokaliteter kategorien svakt surt, to lokaliteter tilhører kategorien nøytralt og én lokalitet tilhører kategorien sterkt surt. Dette tilsvarer henholdsvis 72,7%, 18,2% og 9,1%. De tre lokalitetene med flest arter (7-8 arter) tilhører alle kategorien svakt surt.

4.2.2 Ledningsevne

Verdiene varierer noe innen områdene, men det er en klar tendens til at lokalitetene på Frøya har de høyeste verdiene og lokalitetene på fastlandet de laveste. Gjennomsnittsverdiene for Frøya, Hitra og fastlandet er henholdsvis 119,97, 73,16 og 48,64. Fastlandet har 11 lokaliteter med verdier under 50, Hitra har én. Frøya har ingen verdier under 95, og 6 verdier over 100. Hitra har én verdi over 100, fastlandslokalitene har ingen verdier over 100. (Tab. 5)

4.2.3 Vannfarge

Pt-verdiene varierer en god del mellom lokalitetene innen områdene, men det er en klar tendens til at verdiene stort sett er høyest på Frøya og lavest på fastlandet. Gjennomsnittsverdiene for Frøya, Hitra og fastlandet er henholdsvis 233,50, 126,25 og 95,28 mg Pt/l. Enkelte vann skiller seg ut med ekstremt høye verdier. Et myrtjern ved Valmovatnet på Frøya har en Pt-verdi på 600 mg/l, mens Middagstjern og et tjern på Sør-Dyrøy (begge på Frøya) har Pt-verdi 400 mg/l. Ingen av øylokalitetene har verdier under 60 mg/l, mens seks fastlandslokaliteter har verdier under 50 mg/l. De laveste Pt-verdiene har Hallgututjønna (10 mg/l) og Liahaugtjønna (25 mg/l). (Tab. 5)

4.2.4 Kalsium

Gjennomsnittsverdiene for Frøya, Hitra og fastlandet er henholdsvis 4,72, 3,49 og 4,19 mg Ca/l. Verdiene varierer sterkt mellom lokaliteter innen områdene. Minimums- og maksimumsverdier for henholdsvis Frøya, Hitra og fastlandet er 0,92-9,65, 1,01-9,69 og 0,54-12,55 mg/l. (Tab. 5)

4.2.5 Magnesium

Gjennomsnittsverdiene for Frøya, Hitra og fastlandet er henholdsvis 2,03, 1,04 og 0,72 mg Mg/l. Frøya har 5 verdier over 2,00 mg/l, med høyeste verdier 2,96 og 2,73 mg/l, og bare to verdier under 1,90 mg/l. Hitra har 6 verdier over 1,00 mg/l og én verdi over 2,00 mg/l. Fastlandslokalitetene har kun to verdier såvidt over 1,00 mg/l, og 6 verdier under 0,60 mg/l. Øylokalitetene har ingen verdier under 0,60 mg/l. M.a.o. er også Mg-verdiene høyest på Frøya og lavest på fastlandet. (Tab. 5)

4.2.6 Klorid

På Frøya ligger samtlige verdier over 20 mg/l, med tre verdier over 40 mg/l. På Hitra ligger samtlige verdier over 10 mg/l, med tre verdier over 20 mg/l. På fastlandet ligger

bare to verdier over 10 mg/l og sju verdier under 5 mg/l. Gjennomsnittsverdiene for Frøya, Hitra og fastlandet er henholdsvis 31,83, 17,23 og 6,74 mg/l. Også kloridverdiene er høyest på Frøya og lavest på fastlandet. (Tab. 5)

Tab. 5. *Kjemiske og fysiske måleverdier for lokalitetene.*

VANN	Pt-verdi	K	pH	Cl	Mg	Ca	Dato
1. Kaldklov		65	6,33	15	0,67	3,64	02.07.99
2. Svartbergan		51,2	6,55	14,1	0,58	1,08	04.07.99
3. Helgebostadøya		67,5	6,34	16,9	0,82	2,49	04.07.99
4. Buttersvågen		95,7	6,87	22,1	1,12	6,13	05.07.99
5. Havmyran		49,4	5,55	12,9	0,7	1,01	06.07.99
6. Gjertrudvatnet		82,9	6,62	17,1	0,9	2,05	08.07.99
7. Grindskardvatnet		132,6	7,43	27,8	1,32	9,69	08.07.99
8. Liatjern	150	67,2	6,71	15,3	0,86	3,48	12.07.99
9. Kvernvatnet, Murvoll	80	58,6	6,35	15,3	0,73	1,52	13.07.99
10. Strøm, myrvann	110	58,1	6,63	14,8	0,88	4,79	14.07.99
11. Strøm, vann	70	71,8	6,53	15,6	1,13	4,33	14.07.99
12. Igletjern	300	75,9	6,48	16,9	1,25	4,47	17.07.99
13. Kjørstadvatnet	100	68,5	6,43	17,4	1,01	2,2	17.07.99
14. Husvatnet	80	97,2	6,62	24,6	2,29	3,69	19.07.99
15. Dalavatnet	120	55,8	6,48	12,6	1,39	1,82	19.07.99
16. Sør-Dyrøy	400	152,2	5,17	44,9	2,73	2,12	29.07.99
17. Fillingsnes	160	116,5	4,64	34,3	2,18	1,04	30.07.99
18. Stororta	160	97	4,91	29,8	1,18	0,92	30.07.99
19. Rosaberget, indre	100	98,5	6,91	21,1	1,05	6,44	31.07.99
20. Skardsvågvatnet	125	108,6	6,44	24,9	2,01	5,67	31.07.99
21. Malmmyran	180	96,6	6,47	27,1	1,93	3,67	01.08.99
22. Aunvatnet	60	101,5	6,9	26,1	1,92	6,1	01.08.99
23. Middagstjern	400	95,8	6,75	20,9	1,98	6,82	01.08.99
24. Valmovatnet	150	188,6	6,95	46,6	2,96	9,65	02.08.99
25. Valmov., myrvann	600	144,4	5,77	42,6	2,4	4,79	02.08.99
26. Småvatnan	250	40,6	5,84	9,23	0,56	1,87	10.08.99
27. Stavneslia	250	69,3	6,33	12,7	1,07	4,39	10.08.99
28. Høgåsvatnet	35	78,9	6,75	3,99	0,68	10,08	11.08.99
29. Bjørtjønna	70	49,2	7,1	3,03	0,63	6,11	11.08.99
30. Lomtjønna	45	15,2	6,31	3,49	0,33	1,13	12.08.99
31. Igletjønna	35	71,8	7,29	3,59	0,59	9,62	12.08.99
32. Svorkåsen	95	44,3	6,59	5,64	0,74	5,27	14.08.99
33. Lisbetsæter	130	32,8	6,45	4,75	0,49	3,7	14.08.99
34. Nesavatnet	100	29,8	6,31	6,13	0,46	1,47	15.08.99
35. Fossadalsvatnet	75	30,5	6,29	6,99	0,57	1,16	15.08.99
36. Stormyra	105	57,4	6,41	9,93	1,01	4,55	19.08.99
37. Nonshaugen, myrtj.	70	33,4	6,48	6,04	0,77	2,66	19.08.99
38. Åfarli, myrtjern	130	32,4	6,31	6,71	0,75	1,51	20.08.99
39. Liavatnet	40	20,5	6,42	4,26	0,58	0,94	20.08.99
40. Liahautjønna	25	97,7	7,32	4,81	0,96	12,55	13.09.99
41. Hallgututjønna	10	84,6	7,06	7,04	0,97	9,87	14.09.99
42. Kongensvoll	170	52,8	4,99	10,8	0,81	0,54	15.09.99
43. Hundhammarvatnet	80	38,4	5,75	9,14	0,82	1,01	17.09.99
44. Norddalsvatnet		44,5	5,76	9,78	0,81	1,19	18.09.99

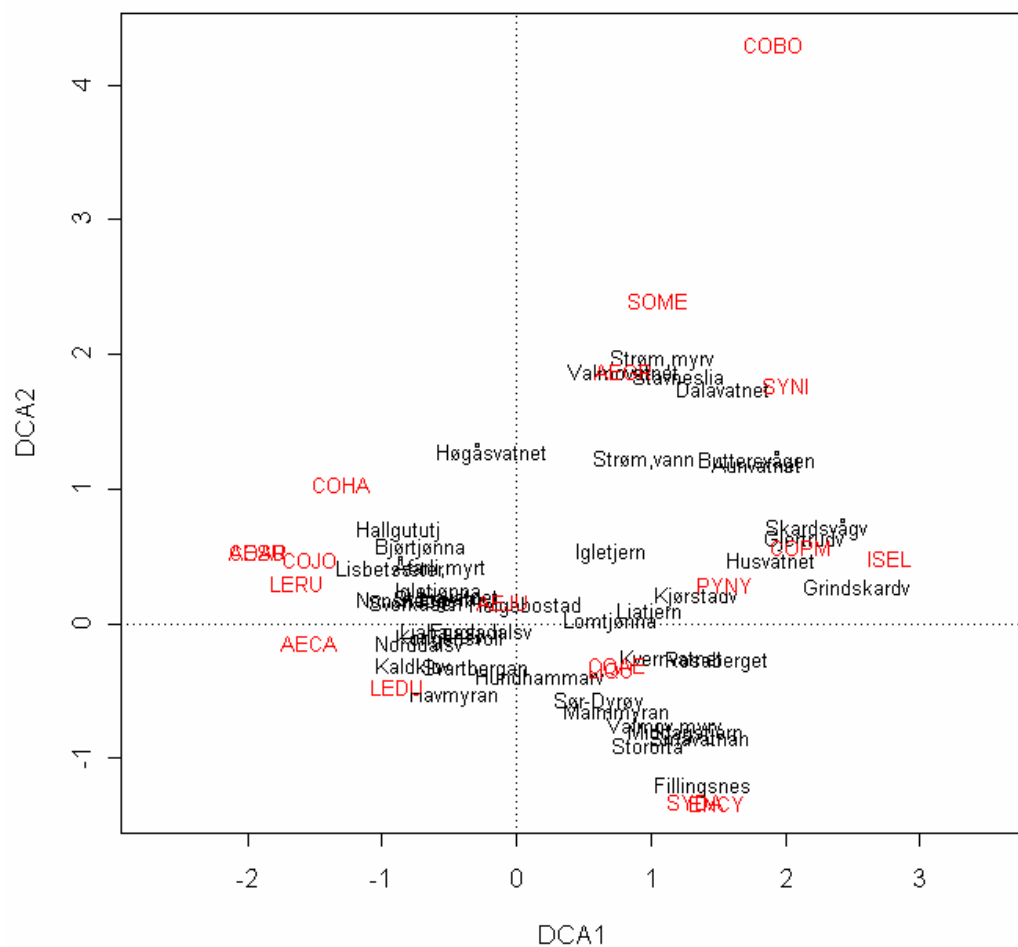
4.3 STATISTISKE ANALYSER

Korrelasjonen mellom avstand til kysten og de ulike variablene blei testa med lineære regresjoner. Ledningsevne, klorid- og magnesiumkonsentrasjon var signifikant sterkt negativt korrelert med avstand til kysten, mens surhetsgrad var signifikant positivt korrelert med avstand til kysten (tab. 8). Kalsiumkonsentrasjon var ikke korrelert med avstand til kysten. Ledningsevne var også høyst signifikant sterkt positivt korrelert med klorid, kalsium og magnesium (logisk nok) (tab. 8).

Korrelasjonen mellom antall arter per lokalitet og de ulike variablene og antall individer per lokalitet og de ulike variablene, blei testa med generaliserte lineærmodeller (GLM) av familie poisson. Antall arter i lokalitetene var ikke signifikant korrelert med noen av variablene (tab. 9), mens antall individer i lokalitetene var signifikant positivt korrelert med Ca^{2+} og signifikant negativt korrelert med pH, Mg^{2+} og avstand til kysten (tab. 10).

Fordelingen av arter og lokaliteter i forhold til hverandre blei undersøkt med en detrended correspondence analysis (DCA) (fig. 8, tab. 6). De to første aksene i ordinasjonsdiagrammet forklarer 75,9 % av variasjonen i materialet (tab. 6). DCA-analysen viser at artssammensetningen i lokalitetene er relativt lik innenfor hver av de tre ulike områdene (fig. 8). Nesten alle lokalitetene på fastlandet (14/19) har klynget seg til venstre for origo, de fleste lokalitetene på Hitra (10/15) ligger i øverste høyre del av diagrammet, mens de fleste lokalitetene på Frøya (7/10) er samlet i nederste høyre del av diagrammet. Unntak for Hitra er Helgebostad (lokaliteten med flest arter – 8), som ligger omtrent i origo, Kvernvatnet (nederste høyre del, færrest arter på Hitra – 2), Kaldklov, Svartbergan og Havmyran (alle tre samla i nederste venstre del). Unntak for Frøya er Valmovatnet, Aunvatnet og Skardsvågvatnet, som ligger i øverste høyre del av diagrammet. Valmovatnet hadde bare en art, *A. grandis*, som den ligger oppå, og Aunvatnet bare to arter, *A. grandis* og *I. elegans*, som den ligger mellom.

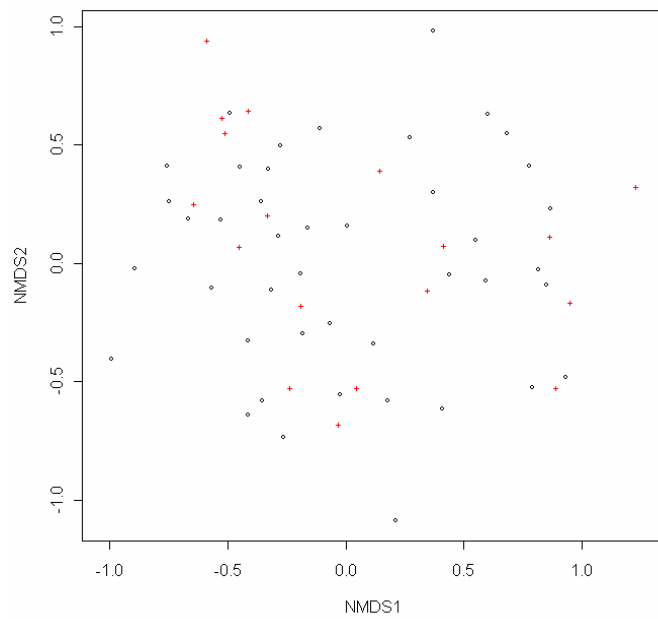
Miljøvariablene blei lagt oppå ordinasjonsdiagrammet fra DCA-analysen (fig. 9), for å se på sammenhenger mellom miljøvariablene og fordelingen av arter og lokaliteter. Avstand til kysten, klorid og pH ser ut til å være de variablene som har sammenheng med artssammensetningen i lokalitetene.



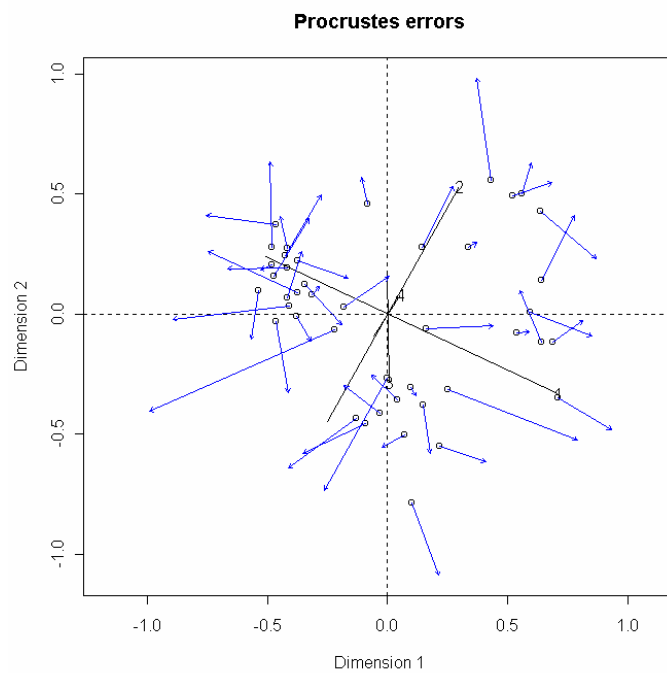
Figur 8. Ordinasjonsdiagram, DCA, som viser fordeling av arter og lokaliteter i forhold til hverandre. De svarte symbolene er lokalitetsnavn, og de røde symbolene er forkortelser av artsnavn. For fulle artsnavn, se tab. 3. Sum av alle eigenverdier er 1,4221.

Tabell 6. DCA av øyestikkerarter og lokaliteter.

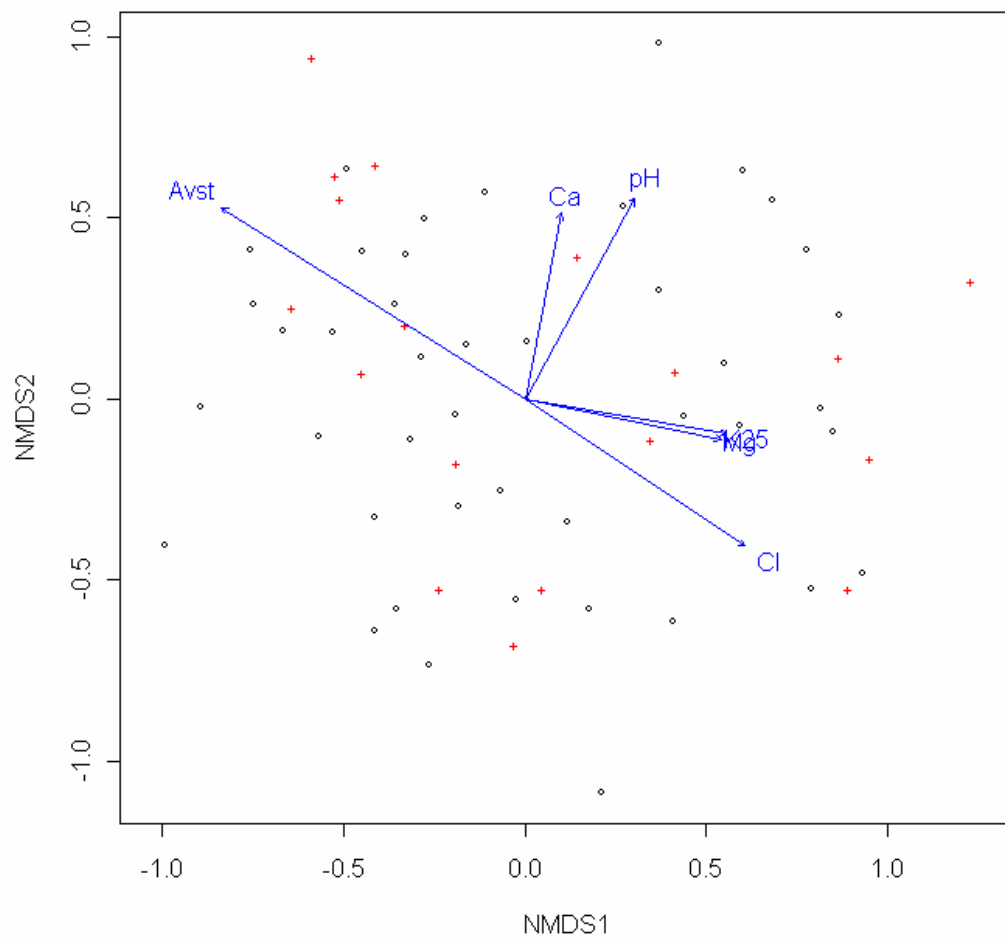
	DCA1	DCA2
Eigenverdier	0.6381	0.4411
Decoranaverdier	0.6698	0.3109
Akselengder	3.4686	3.1747
Kumulativ prosentvis forklaring	44.9	75.9



Figur 10. Ordinasjonsdiagram, metaMDS, som viser lokalitetspunkter (svarte sirkler) og artspunkter (røde kryss).



Figur 11. Procrustes-rotasjon som viser samsvar mellom DCA- og metaMDS-diagrammene.



Figur 12. Ordinasyonsdiagram, metaMDS, som viser miljøvariablenes korrelasjon med fordeling av arter og lokaliteter.

Tabell 7. Korrelasjon og signifikans til variablene i metaMDS-analysen.

	r^2	p-verdi
K ₂₅	0.1219	0.074
pH	0.1527	0.039
Cl ⁻	0.2059	0.012
Mg ²⁺	0.1173	0.086
Ca ²⁺	0.1047	0.112
Avst	0.3764	<0.001

=signifikante verdier

Tabell 8. Resultater fra lineære regresjoner mellom miljøvariablene.

Lineære regresjoner

	Estimate	SE	t-verdi	p-verdi	R2
K25 - Cl	2.885	0.2403	12.005	3.659e-15	0.7690
K25 - Ca	5.968	1.597	3.737	0.000557	0.2316
K25 - Mg	49.058	4.433	11.067	4.996e-14	0.7386
K25 - Avst	-0.678	0.1612	-4.207	0.0001331	0.2797
pH - Avst	0.006662	0.003055	2.181	0.03485	0.08033
Cl - Avst	-0.2991	0.03613	-8.279	2.292e-10	0.6110
Ca - Avst	0.02574	0.01558	1.652	0.1060	0.03864
Mg - Avst	-0.01349	0.002663	-5.065	8.62e-06	0.3644

=signifikante verdier

Tabell 9. Resultater fra generaliserte lineærmodeller (GLM) kjørt på antall arter per lokalitet og variabler.

Generaliserte lineærmodeller

	Estimate	SE	z-verdi	p-verdi
Arter - K25	-0.001642	0.013497	-0.122	0.903
Arter - pH	0.059079	0.222131	0.266	0.790
Arter - Cl	-0.006731	0.041784	-0.161	0.872
Arter - Mg	-0.020821	0.284549	-0.073	0.942
Arter - Ca	-0.008328	0.093407	-0.089	0.929
Arter - Avst	-0.001311	0.005088	-0.258	0.797

= signifikante verdier

Tabell 10. Resultater fra generaliserte lineærmodeller (GLM) kjørt på antall individer per lokalitet og variabler.

Generaliserte lineærmodeller

	Estimate	SE	z-verdi	p-verdi
Ind - K25	-0.011843	0.006619	-1.789	0.073595
Ind - pH	-1.022806	0.098617	-10.372	<2e-16
Ind - Cl	-0.002149	0.018950	-0.113	0.909723
Ind - Mg	-0.460862	0.141308	-3.261	0.001109
Ind - Ca	0.170399	0.047437	3.592	0.000328
Ind - Avst	-0.008214	0.002419	-3.396	0.000684

= signifikante verdier

5. DISKUSJON

5.1 METODER

5.1.1 Området og lokalitetene

De berggrunnsgeologiske kartene over området som blei undersøkt var mangelfulle i enkelte områder (Ramberg, 1973; Wolff, 1979). For Frøya fantes det ikke opplysninger i det hele tatt, og det manglet stort sett opplysninger for Hitra også. Av de miljøvariablene som er med i oppgaven, er det stort sett kalsiuminnholdet, og til en viss grad ledningsevnen, i vannet som kan ha sammenheng med berggrunnen.

De kvartærgeologiske kartene for området var atskillig bedre, og dekket alle lokalitetene bortsett fra én (Reite, 1983, 1984, 1986, 1990). Kvartærgeologien kan ha mye å si for variabler som pH, ledningsevne, kalsiuminnhold og vannfarge.

Lokalitetene som er undersøkt blei ikke tilfeldig plukket ut. De blei valgt ut utifra en viss spredning mht geografi og habitattype innen hvert av de tre områdene, for å få et størst mulig utvalg i arter for hvert område. De ulike øyestikkerartene har ulike habitatkrav (Sandhall, 1987; Sahlén, 1996; Nielsen, 1998; Askew, 2004). Noen arter foretrekker torvmose til eggleggingen, andre trenger flytebladsplanter, mens enkelte arter trenger bunnsubstrat som larvene lett kan grave seg ned i. Dermed vil antall arter for et område øke med økt utvalg av ulike habitattyper. Nærhet til vei blei også vurdert (sjelden mer enn 2 km til bilvei) for at feltarbeidet skulle bli tidsmessig gjennomførbart.

5.1.2 Vannprøver

Det blei tatt ti vannprøver for hver lokalitet, som blei samla i en blandprøve. Vannprøvene blei tatt på ulike steder rundt lokaliteten for å gi mest mulig representative verdier. Hver lokalitet blei bare besøkt én gang, så jeg har ikke fått med

sesongfluktuasjoner. Pga stor avstand mellom lokalitetene, lot det seg ikke gjøre med kontinuerlige målinger. Feltarbeidet foregikk fra juni til september, dvs. etter vårsirkulasjonen. Hvis enkelte av lokalitetene blei besøkt etter mye regnvær, kan dette ha påvirket verdiene i lokalitetene.

5.1.3 Innsamling av larver

Den beste måten å påvise en øyestikkerart på en lokalitet, er å samle de vannlevende larvene (Tjønneland, 1952). Innsamling av exuviae er også en sikker måte å påvise en art, men det krever at man er på lokaliteten kort tid etter at larvene har krøpet opp og klekket, da exuviae kan forsvinne raskt. Hvis man skal basere seg kun på exuviae, vil det si daglige besøk ved hver lokalitet. Voksne øyestikkere har stor bevegelsesevne, og kan finnes langt fra lokalitetene de tilhører. Nyklekte imagines, derimot, flyr ofte ikke så langt og kan indikere opprinnelsessted. For å få et mest mulig riktig bilde av artssammensetninger i lokalitetene, valgte jeg å samle de vannlevende larvene.

Under feltarbeidet blei hver lokalitet kun oppsøkt én gang. Endel øyestikkerarter er ettårige, og det kan være perioder hvor det kun finnes egg og larver i første stadium i en lokalitet. Det er ting som tyder på at de univoltine artene kan spre klekkinga utover et lengre tidsrom (hele sommeren) i en lokalitet (Refsaas, 1986; Nielsen, 1998; Olsvik, 2001). Dvs. at det skal være mulig å finne larver i flere ulike stadier på en lokalitet på tross av at de er ettårige. Egne funn viser larver fra tidlige og seine stadier av samme ettårige art i en lokalitet, så det skal være mulig å få med seg alle artene i en lokalitet på ett besøk.

Innsamlinga foregikk ved de dolmenske z-sveipa, som er beskrevet under Materialer og Metode. I utgangspunktet skal håven føres i en flat z-bevegelse et par cm over bunnen (Dolmen, 1992). Jeg valgte å la håven gå ned i bunnen og ta med seg bunnssubstrat, for å få med arter og stadier som graver seg ned. Det kom dermed atskillig mer vegetasjon, detritus og substrat i håvposen, noe som medførte mye mer jobb med å plukke ut larvene. Hver millimeter blei undersøkt, så det var likevel ikke mange larver som slapp unna. Sammenlikning av fangsten viser en forskjell i hvilke arter som blei funnet i 1998 og 1999 i noen lokaliteter, så det er tydelig at ikke alle

artene blei registrert i hver lokalitet. Lokalitetene blei oppsøkt til omtrent samme tid begge sesongene. I Husvatnet blei det tatt tretten håvtrekk og funnet ni arter i 1998, mens det med ti håvtrekk blei funnet seks arter i 1999, hvorav én art som ikke blei funnet i 1998. Det kan tyde på at ti håvtrekk kan ha vært i minste laget i de mest artsrike lokalitetene. Det er dermed meget sannsynlig at ikke alle de tilstedeværende artene blei registrert ved hver lokalitet. Sammenlikninger i artssammensetning mellom lokalitetene holder likevel mål statistisk, da samme innsamlingsmetode, med et bestemt antall håvtrekk, blei brukt i alle lokalitetene. Sahlén og Ekestubbe (2001) mener at man vil ha registrert de fleste artene i en lokalitet når man har samlet inn 100 larver. Metoden er testet ut i større vann i det sørlige Sverige, og gjelder antakeligvis ikke de fleste av lokalitetene i denne oppgaven. I noen av de artsfattige eller individfattige lokalitetene er det umulig å finne 100 larver i løpet av én innsamling.

Det er mulig å bestemme larver ned til tidlige stadier av endel arter. Noen av de minste larvene av *Leucorrhinia*- og *Sympetrum*-artene, derimot, lot seg ikke artsbestemme. Dette skyldes at ikke alle artskarakterene var utviklet hos disse larvene. Størrelse og form på de dorsale og laterale piggene på ulike abdominalsegmenter er de viktigste artskriteriene hos disse artene (Norling & Sahlén, 1997). Det var endel variasjon i lengden på dorsale og laterale pigger mellom ulike individer av samme art, avhengig av hvor de blei funnet. Dette kan skyldes forekomst av fisk i lokalitetene (Johansson & Samuelsson, 1994; Johansson & Wahlström, 2002).

5.2 VARIABLER AV BETYDNING SOM IKKE ER MED I OPPGAVEN

5.2.1 Fisk

Forekomst av fisk har vist seg å være viktig for tettheten og artssammensetningen av øyestikkere i en lokalitet (Pollard & Berrill, 1992; Bendell & McNicol, 1995; m.fl.). Forekomst av fisk er en av variablene som ikke var med i denne oppgaven. Dette vil sannsynligvis ha innvirkninger på resultatene som ikke vil synes i analysene. Endel aktive øyestikkerarter er utsatt for predasjon fra fisk, og vil foretrekke fiskeløse lokaliteter, hvis det er tilgjengelig (Eriksson et al., 1980; Johansson, 1991). Samtidig har flere av disse artene evnen til å tilpasse seg forekomst av fisk ved å endre atferd

og morfologi (McPeck et al., 2001; Suhling & Lepkojus, 2001; Johansson, 2002; Johansson & Wahlström, 2002; Brodin & Johansson, 2002). Mange av lokalitetene på øyene har både ørret og trepigget stingsild. En fullstendig registrering av fiskeforekomst ville ikke vært gjennomførbart i tillegg til det andre feltarbeidet.

5.2.2 Vegetasjon

Vegetasjonstyper er også viktig for utbredelsen av øyestikkerartene. Ulike arter har ulike preferanser mht vannvegetasjon; noen arter trenger for eksempel flytebladsplanter, og noen vil ha rike snelle- og starrforekomster (Sahlén, 1996; Nielsen, 1998; Bang, 1999). Det blei kun foretatt en grov registrering av vannvegetasjonen. Det blei ikke prioritert å bruke tid på å samle inn alle forekommende plantearter, for så å artsbestemme dem. Det har ikke blitt kjørt noen analyser på artsforekomster av øyestikkere og vegetasjon, men jeg har sett på typen vegetasjon under diskusjonen over de ulike øyestikkerartenes forekomster og habitatkrav. En grov beskrivelse for hver lokalitet står også i kapittelet om området og lokalitetene.

5.2.3 Areal

Areal har vært undersøkt som en mulig forklaringsvariabel for artsforekomster av øyestikkere. Både Browne (1981) og Pollard & Berrill (1992) kom fram til at artsrikdom hos øyestikkere ikke er korrelert med areal av lokaliteten. Oertli et al. (2002) kom derimot fram til at areal forklarte 31 % av variansen i artsrikdom hos øyestikkere. Oertli et al. (2002) så på grunne og relativt små dammer, og det er tvilsomt om resultatene kan overføres til større vann. Endel av lokalitetene i denne oppgaven er på størrelse med dammene til Oertli, så areal er nok en variabel som kunne gitt utslag på analysene.

5.2.4 Høyde over havet

Oertli et al. (2002) fant også at høyde over havet forklarte 45 % av variansen i artssammensetning. Høyde over havet er nok viktigere for Oertlis sveitsiske øyenstikkere enn øyenstikkerne i Midt-Norge, da lokalitetene i Sveits befant seg fra 210 til 2757 m.o.h. Alle mine lokaliteter lå under 300 m.o.h. Dolmen (1995) fant at antallet øyenstikkerarter avtok med høyden over havet (innover i landet) i Aust-Agder. Noen arter fantes bare under marin grense (her: 75 m.o.h.), mens andre kun fantes under 300 m.o.h. Resultatene fra mine undersøkelser viser ingen korrelasjon mellom antall arter i lokalitetene og avstand til kysten. De lokalitetene som ligger høyest, er også de lokalitetene som ligger lengst fra kysten innover i landet. Det kan likevel hende at høyde over havet kunne vist seg å forklare en del av variansen i artssammensetning i lokalitetene.

5.3 ARTSANTALL

Ifølge hypotese 1 skal det ikke være noen forskjell i artsantall mellom områdene. Ifølge øybiogeografiske teorier skal det derimot være et antall arter i kildepopulasjonen, noe færre arter på nærmeste øy og desto færre arter jo lenger ut i øyriket man kommer (Chown et al., 1998; Joy & Death, 2000). Utifra disse teoriene skulle det da være flest arter på fastlandet og færrest arter på Frøya, som er den ytterste øya. Resultatene viser at det faktisk blei funnet flest arter på fastlandet og færrest på Frøya. MacArthur og Wilson (1967) fant at øyene nærmest en kilde fungerer som "stepping stones" for artene på vei ut til øyene lengre fra kilden. Dermed bør artene på Hitra finnes på fastlandet, og artene på Frøya bør finnes på Hitra og fastlandet. Fem arter blei funnet kun på fastlandet. Ingen arter fantes på Frøya som ikke også fantes på Hitra. Derimot var det én art som blei funnet på Hitra og Frøya, men ikke på fastlandet. Fordelingen av lokaliteter var slik at 19 lokaliteter blei oppsøkt på fastlandet, 15 på Hitra og 10 på Frøya. Dette kan ha hatt innvirkning på totalt antall arter for hvert område. Ulike habitater blei oppsøkt innafor hvert område, slik at de fleste tilgjengelige habitattyper blei undersøkt, unntatt rennende vann. Det er dermed sannsynlig at de fleste artene som finnes innenfor de ulike områdene har blitt registrert, og at forskjellen i antall arter mellom områdene er reell.

5.4 ARTSFOREKOMSTER

5.4.1 Fordeling av lokaliteter og arter

En DCA-analyse på fordelingen av arter og lokaliteter i forhold til hverandre viser en grov inndeling av lokalitetene i tre grupper etter artssammensetning. Artssammensetningen ser ut til å være ganske lik innenfor hvert av områdene. Dette er til tross for at de ulike lokalitetene innenfor hvert område er forskjellige mht vegetasjon, størrelse og miljøvariabler. Det er likevel en gradient mht miljøvariabler utover øyene og innover i landet som kan være med på å forklare hvorfor artssammensetningene er forskjellige mellom Frøya, Hitra og fastlandet. Dette diskuteres mer inngående under Miljøvariabler.

5.4.2 Artenes forekomster og historie

Ishnura elegans og *Sympetrum striolatum nigrescens* regnes som kystarter i Norge (Sahlén, 1996; Aagaard & Dolmen (red.), 1996). I mine undersøkelser fant jeg disse artene nesten utelukkende på Hitra og Frøya, med ett unntak: Et individ av *S. striolatum nigrescens* blei funnet i en lokalitet på fastlandet, Stavneslia. Denne lokaliteten ligger 50 m fra sjøen. Den fantes i over halvparten (8/15) av lokalitetene på Hitra. Det foreligger noen få funn fra fastlandet i ytre Sør-Trøndelag og noen funn fra undersøkelsesområdet i Nord-Møre (Aagaard & Dolmen, 1971; Olsvik, 1996a, 1997; Dolmen, unpubl.). *Ishnura elegans* er meget tallrik der den finnes (Dolmen & Refsaas, 1987; Sahlén, 1996). Den ville derfor blitt funnet i lokalitetene på fastlandet hvis den var der. Arten finnes i alle typer stillestående vann, men synes å foretrekke større vann med høy og tett kantvegetasjon (Dolmen & Refsaas, 1987; Sahlén, 1996). Arten er tidligere funnet i noen få lokaliteter på fastlandet (Aagaard og Dolmen, 1977), og det fantes flere lokaliteter på fastlandet hvor *I. elegans* burde kunne finnes. Mine funn understreker oppfattelsen av disse artene som kystarter.

Larver av *Pyrrhosoma nymphula* blei også kun funnet på øyene, men den blei observert flygende på en lokalitet i innlandet. Den blei totalt observert på kun fire lokaliteter. I Sør-Trøndelag regnes den som en art med sparsom utbredelse, mens den

anses som vanlig i Nord-Møre, uten noen spesiell preferanse for kysten (Olsvik, 1996a; Kjærstad, 1998). Ifølge Sahlén (1996) og Sandhall (1987) er *P. nymphula* en art som er veldig stedbunden lokalt. Den foretrekker små bekker og grøfter i skogsområder, en habitattype som ikke er utbredt blant lokalitetene i denne oppgaven.

Cordulegaster boltoni (fig. 13a, b) blei også funnet som larve kun på Hitra, samt at den blei observert flygende på flere lokaliteter på Hitra. Den blei også observert flygende på en fastlandslokalitet. Denne arten har seinere blitt observert på flere lokaliteter på fastlandet (Olsvik, 1997).

Coenagrion armatum, *Coenagrion johanssoni*, *Aeshna subarctica*, *Aeshna caerulea* og *Leucorrhinia rubicunda* blei kun funnet i fastlandslokaliteter. En grunn til at disse artene ikke er funnet på øyene, kan være at kildene ligger for langt inn fra kysten til at spredning til øyene er naturlig. Det kan også være at kildene på fastlandet ikke har store nok bestander til at individer har nådd øyene.

C. armatum er en art som er i spredning i Midt-Norge, og den er funnet på flere lokaliteter, både ved kysten og innover i landet siden mitt feltarbeid i 1999 (Olsvik, pers. medd.). Arten har habitatkrav som tilsier at den skulle kunne finne egnede habitater også på øyene. *C. johanssoni* er tidligere bare funnet i de indre, østlige delene av Midt-Norge (Aagaard & Dolmen, 1971; Olsvik, 1996a). Den trives i myrtjern med torvmosebredder (Olsvik, 1996a). *L. rubicunda* er også kun funnet i de indre, østlige delene av Nord-Møre og Sør-Trøndelag (Aagaard & Dolmen, 1971; Refsaas, 1986; Dolmen & Refsaas, 1987; Olsvik, 1998b), og kan bl.a. finnes i myrtjern med torvmose (Olsvik, 1996a). Disse to artene har tydeligvis ikke spredt seg utover mot kysten. Det samme gjelder antakeligvis *A. subarctica*, som også finnes i de østlige delene av Midt-Norge (Aagaard & Dolmen, 1971; Olsvik, 1997). *A. caerulea* finnes også i kyststrøkene, og foretrekker, som *A. subarctica*, myrer med torvmose (Aagaard & Dolmen, 1971; Sandhall, 1987; Sahlén, 1996; Olsvik, 1997), noe det er mye av både på Hitra og Frøya. Dermed er neppe habitatmangel på øyene årsak til at disse artene ikke finnes der. Det kan heller se ut som forklaringen kan finnes i de øybiogeografiske teoriene. Flere av artene er meget gode flygere, så det burde ikke stå på spredningskapasiteten til disse artene.

Coenagrion hastulatum blei funnet i relativt store antall i ni av fastlandslokalitetene, men bare noen få individer blei funnet i to øylokaliteter. Arten regnes som vanlig forekommende i Midt-Norge (Aagaard & Dolmen, 1971). Det kan være flere grunner til at den har sparsom utbredelse på Hitra, og ikke blei funnet på Frøya. Mengden passende habitater kan være begrensende på utbredelsen. Typen lokalitet den blei funnet i på fastlandet og Hitra finnes i alle de tre undersøkte områdene, men det er kun to slike lokaliteter på Frøya, og noen få på Hitra (rikt med starr, snelle, tusenblad og tjønnaks, samt noe vannlilje eller bukkeblad). Størrelsen på eventuelle kilder på fastlandet bør ikke være en begrensende faktor her, da arten var tallrik der den fantes. Kildenes plassering i forhold til kysten kan derimot være en begrensende faktor, da ingen av fastlandslokalitetene med *C. hastulatum* lå nærmere kysten enn 10 km, og kun to nærmere enn 20 km. Dette kan føre til mindre tilførsel av arten til øyene. Selv om arten finnes på Hitra, kan det være i så lite antall at tilførsel fra mer individrike kilder på fastlandet ville øke forekomsten på øya (Ricklefs & Lovette, 1999; Simpkin et al., 2000; Koh et al., 2002).

Enallagma cyathigerum hadde mye større forekomst på øyene enn på fastlandet. Arten fantes i større antall i halvparten av lokalitetene på Frøya, mens den var litt mer sparsom på Hitra. *E. cyathigerum* regnes som en vanlig art i Midt-Norge (Aagaard & Dolmen, 1971), og i Europa forøvrig (Nielsen, 1998). Mine funn kan tyde på at den kan ha preferanser til marine områder.

Cordulia aenea og *Somatochlora metallica* var meget sparsomt utbredt på Hitra og fastlandet. Et flygende individ av *S. metallica* blei i tillegg observert på Frøya. Disse artene kan være meget tallrike i de fleste områder, ifølge Sahlén (1996) og Sandhall (1987). Det er ingenting som tyder på at de var spesielt tallrike i de lokalitetene som blei undersøkte, selv om *S. metallica* skal være en vanlig forekommende art i Sør-Trøndelag (Aagaard & Dolmen, 1971). *Coenagrion pulchellum* var sparsomt utbredt på Frøya, Hitra og fastlandet. Denne arten var ny for Trøndelag i 1970, og hadde få funn før 1998. Seinere har den blitt registrert på flere lokaliteter langs kysten (Dolmen, pers. medd.). *Aeshna juncea*, *Aeshna grandis*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum danae* og *Leucorrhinia dubia* var vanlig forekommende. Disse fem artene er vanlige i Midt-Norge (Aagaard & Dolmen, 1971; Dolmen et al., 1975; Dolmen & Refsaas, 1987). *A. juncea*, *A. grandis*, *L. quadrimaculata* og *S. danae* kan finnes i alle

typer stillestående vann, selv om de ulike artene har sine preferanser (Sandhall, 1987; Sahlén, 1996). *L. dubia* kan også finnes i ulike typer vann, men foretrekker lokaliteter med torvmose (Nielsen, 1998).

Somatochlora arctica og *Somatochlora alpestris* foretrekker å legge eggene sine i små vannansamlinger på torvmyr (Sandhall, 1987; Sahlén, 1996). Ingen av artene er spesielt sjeldne i undersøkelsesområdet (Olsvik, 1998a). *S. arctica* blei funnet både på Hitra og fastlandet, men ved siden av, og ikke i, noen av undersøkelseslokalitetene. *S. alpestris* er mer vanlig i høyereliggende torvmyrer (Olsvik, pers. medd.), og blei ikke registrert ved noen av lokalitetene. *Calopteryx virgo*, *Lestes sponsa*, *Erythromma najas* og *Sympetrum flaveolum* blei heller ikke funnet i noen av de undersøkte lokalitetene, selv om de er funnet i området tidligere.

5.5 MILJØVARIABLENE

5.5.1 Vannfarge

Vannfargen blei målt, men er ikke tatt med i analysene. Grunnen er at røret på komparatoren knuste, slik at jeg ikke fikk målt verdiene på alle lokalitetene. Statistikkprogrammene taklet ikke de tomme feltene i tabellen, dermed var det ikke mulig å analysere denne variabelen på samme måte som de andre variablene.

5.5.2 Surhetsgrad

pH-verdiene er fordelt innen kategoriene sterkt surt, svakt surt og nøytralt innafor de tre områdene. Det er ingen gradient i pH med avstand til kysten. Dette var heller ikke ventet, da surhetsgrad i vannet er mer avhengig av berggrunn, jordsmonn og vegetasjon enn sjøpåvirkning. Frøya har en høyere andel sterkt sure og nøytrale vann, mens de fleste lokalitetene på Hitra og på fastlandet var svakt sure. De svakt sure lokalitetene hadde gjennomgående høyere artsantall, noe som tyder på at flere av øyenstikkerartene foretrekker vann med pH mellom 6,0 og 6,6.

Surhetsgrad og artssammensetning.

pH forklarer 15 % av variansen i artssammensetningen i lokalitetene. Øyestikkere som gruppe er tolerante overfor forsurening (Bell, 1971; Pollard & Berrill, 1992; Gorham & Vodopich, 1992; m.fl.), men enkelte arter er følsomme for lave pH-verdier (Pollard & Berrill, 1992; Carbone et al., 1998). Andre arter foretrekker sure lokaliteter, fortrinnsvis uten fisk, f.eks. *Leucorhina*-artene (Eriksson et al., 1980; Johansson, 1991a). De er aktive jegere, og utsatt for fiskepredasjon. Det vil derfor være noen ulike arter i lokaliteter med ulike pH-verdier.

Surhetsgrad og individantall.

Antall individer i lokalitetene var signifikant negativt korrelert med pH. Flere undersøkelser har vist at økende surhetsgrad i en innsjø gir høyere tetthet av øyestikkere, og at dette har sammenheng med redusert fiskebestand (Eriksson et al., 1980; Bendell & McNicol, 1995; Carbone et al., 1998; m.fl.). Forekomst av fisk blei ikke undersøkt, så det er vanskelig å si hvorvidt dette hadde noen innvirkning på individantallet i sure lokaliteter.

Surhetsgrad og artsantall.

Artsantall i lokalitetene viste ingen signifikant korrelasjon med pH. Artsrikdom hos øyestikkere er positivt korrelert med pH ifølge Bendell og McNicol (1995). Bendell og McNicol (1995) fant at gjennomsnittlig antall øyestikkerarter i vann uten fisk var 9,8 ved $pH > 6,0$ og 5,3 ved $pH < 5,3$. Pollard og Berrill (1992), derimot, fant ingen signifikant korrelasjon mellom pH og artsrikdom hos øyestikkere. De delte innsjøene etter $pH < 6,0$ og $pH \geq 6,0$. Hvis jeg ser på gjennomsnittlig artsantall for lokalitetene er det 3,6 for lokaliteter med $pH < 6,0$ (9 lok.), 4,5 for lokaliteter med $pH 6,0-6,6$ (23 lok.) og 3,7 for lokaliteter med $pH > 6,6$ (12 lok.). Det er dermed innlysende at det ikke vil være en positiv korrelasjon mellom artsantall og pH i de undersøkte lokalitetene. Det er likevel tydelig at pH har en betydning for artsantallet.

5.5.3 Avstand til kysten, ledningsevne, magnesium, klorid og kalsium

Ledningsevnen er signifikant positivt korrelert med innhold av kalsium, magnesium og klorid i lokalitetene, og signifikant negativt korrelert med avstand til kysten.

Avstand til kysten er oppgitt i tab. 1. Innover i landet fra kysten er verdiene positive, mens avstand fra kysten utover øyene er oppgitt med negative verdier. Korrelasjonen som ledningsevnen har med magnesium- og kloridkonsentrasjonen er atskillig sterkere enn korrelasjonen med kalsiumkonsentrasjonen. Det er sannsynligvis magnesium og klorid som gjør at ledningsevnen er korrelert med avstand til kysten. Magnesium og klorid er typiske sjosalter, og de er signifikant negativt korrelert med avstand til kysten. Klorid- og magnesiumverdiene på øyene er høye, og viser en tydelig sjøvannspåvirkning. Innover i landet synker klorid- og magnesiumkonsentrasjonen, og dermed også ledningsevnen. Kalsiumverdiene varierer mer innen de tre områdene enn mellom dem. Kalsiumverdiene vil ikke vise noe sjøvannsbidrag, da kalsium ikke er et sjøsalt. Derimot kan berggrunnen være årsak til forskjell i kalsiumverdier.

Artsantall og individantall.

Antall arter i lokalitetene var ikke korrelert med noen av miljøvariablene. Antall individer i lokalitetene var signifikant negativt korrelert med magnesium, men ikke signifikant korrelert med klorid eller ledningsevne. Resultatene mine viser at antall individer er signifikant positivt korrelert med kalsium i lokalitetene. Det er vist at kalsium gjør øyenstikkerne mer tolerante overfor lavere pH. Organismer under syrestress sliter med å ta opp og beholde ioner. Økt kalsiumkonsentrasjon i vannet minker toksisiteten til spormetaller som frigjøres fra sedimenter og vannkant ved forsurening (Stephenson et al., 1994).

Artssammensetning.

Klorid forklarte 21 % av variansen i artssammensetningen i lokalitetene, mens kalsium, magnesium og ledningsevne ikke hadde noen signifikante forklaringsverdier her. Carbone et al. (1998) fant derimot at forekomst av flere øyenstikkerarter var negativt korrelert med natrium, kalium, magnesium og kalsium. Avstand til kysten forklarer 38 % av variansen i artssammensetningen. Klorid er sterkt negativt korrelert med avstand til kysten, så det kan være vanskelig å si bestemt hvilken av de to variablene som forklarer artssammensetningen best. Tatt i betraktning den østlige utbredelsen til flere av artene, er det sannsynlig at avstand til kysten er den beste forklaringsvariabelen, mens klorid kommer inn som en effekt av førstnevnte.

5.6 KONKLUSJON

Det totale artsantallet var høyest på fastlandet og lavest på den ytterste øya, Frøya. Det kan dermed se ut som øybiogeografiske faktorer spiller en rolle mht spredning av øyenstikkere utover øyene i Midt-Norge. Artssammensetning mellom de tre områdene (Frøya, Hitra og fastlandet) var forskjellige. Utifra analysene er det avstand til kysten som forklarer den største variansen i artssammensetning. Det vil si at øybiogeografien igjen spiller en rolle. pH og magnesium hadde en negativ effekt på individantall i lokalitetene, mens kalsium hadde en positiv effekt. Artsantall i lokalitetene var ikke korrelert med noen av variablene. Klorid og pH forklarte til sammen nesten like mye av variansen i artssammensetning som avstand til kysten. Både klorid og pH var korrelert med avstand til kysten. På bakgrunn av artsforekomstene på øyene og i innlandet, kan det se ut som avstand til kysten er den sterkeste forklaringsvariabelen, men betydningen av klorid og pH for utbredelsen av øyenstikkere skal ikke undervurderes.

Utbredelsen av øyenstikkere i det undersøkte området i Midt-Norge ser ut til å ha en sammenheng både med øybiogeografien og miljøvariablene.



Figur 13a: *Cordulegaster boltoni*, adult hunn.



Figur 13b. *Cordulegaster boltoni*, larve. (Fotograf: Hans Olsvik)

REFERANSER

- Askew, R. R. 2004. *The Dragonflies of Europe* (revised edition). Harley books, Colchester.
- Bang, C. 1999. Augestikkerar i fangdammar. Hovudfagsoppgåve Institutt for Biologi og Naturforvaltning Norges Landbrukshøgskole. Upubl.
- Bell, H. L. 1971. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Water Research* 5: 313-319.
- Bendell, B. E., and McNicol, D. K. 1995. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. *Hydrobiologia* 302: 133-145.
- Brodin, T. and Johansson, F. Effects of predator-induced thinning and activity changes on life history in a damselfly. *Behavioural Ecology*.
- Browne, R. A. 1981. Lakes as islands: biogeographic distribution, turnover rates and species composition in the lakes of central New York. *Journal of Biogeography* 8: 75-83.
- Carbone, J., Keller, W., and Griffiths, R. W. 1998. Effects of changes in acidity on aquatic insects in rocky littoral habitats of lakes near Sudbury, Ontario. *Restoration Ecology* 6: 376-389.
- Chown, S. L., Gremmen, M. J. N. and Gaston, K. J. 1998. Ecological biogeography of southern ocean Islands: species area relationships, human impacts and conservation. *American Naturalist* 152(4): 562-573.
- Corbet, P. S. 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology* 25: 189-217.
- Dennis, R. L. H., and Shreeve, T. G. 1997. Diversity of butterflies on British islands: Ecological influences underlying the roles of area, isolation and the size of the faunal source. *Biological Journal of the Linnean Society* 60: 257-275.
- Dolmen, D. 1992. Dammer i kulturlandskapet – makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. *NINA Forskningsrapport* 20.
- Dolmen, D. 1995. Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et Sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalking. *UNIT-Vitenskapsmuseet. Rapport zoologisk serie* 1995-2.
- Dolmen, D. og Refsaas, F. 1987. Verneverdige øyestikkerlokaliteter i Trøndelag. Artsforekomst, økologi og vernetiltak. *DN-rapport* 1987-4: 1-38.
- Dolmen, D., Sæther, B., og Aagaard, K. 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. *Kongelige norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1975-5: 1-47.

- Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H. C., Stenson, A. E. and Larsson, K. 1980. Predator prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248-249.
- Fox, B. J. and Fox, M. D. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: Habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography* 9: 19-37.
- Gorham, C. T., and Vodopich, D. S. 1992. Effects of acidic pH on predation rates and survivorship of damselfly nymphs. *Hydrobiologia* 242: 51-62.
- Hansen, M. D. D. 2001. Masseforekomst og træk af firepletet libel (*Libellula quadrimaculata* L.) på Skagen Odde i 2000. *Flora og Fauna* 107: 22-26.
- Hansen, M. D. D. 2001. Observationer af trækkende admiraler (*Vanessa atalanta* L.) i Danmark i 1995-2000. *Flora og Fauna* 107: 1-5.
- Hockin, D. C. 1981. The environmental determinants of the insular butterfly faunas of the British Isles. *Biological Journal of the Linnean Society* 16: 63-70.
- Johansson, F. 1991. Foraging modes in an assemblage of odonate larvae – effects of prey and interference. *Hydrobiologia* 209: 79-87.
- Johansson, F. 2002. Reaction norms and production costs of predator-induced morphological defences in a larval dragonfly (*Leucorrhinia dubia*: Odonata). *Canadian Journal of Zoology* 80: 944-950.
- Johansson, F. and Samuelsson, L. 1994. Fish-induced variation in abdominal spine length of *Leucorrhinia dubia* (Odonata) larvae? *Oecologia* 100: 74-79.
- Johansson, F. and Wahlström, E. 2002. Induced morphological defence: Evidence from whole-lake manipulation experiments. *Canadian Journal of Zoology* 80: 199-206.
- Joy, M. K., and Death, R. G. 2000. Stream invertebrate communities of Campbell Island. *Hydrobiologia* 439: 115-124.
- Kjærstad, G. 1998. Dammer og kroksjøer langs Gaula (Sør-Trøndelag): hydrografi, artsdiversitet hos vanninsekter, faunaendringer over tid, vern og skjøtsel. Hovedfagsoppgave Zoologisk Institutt NTNU. Upubl.
- Koh, L. P., Sodhi, N. S., Tan, H. T. W., and Peh, K. S.-H. 2002. Factors affecting the distribution of vascular plants, springtails, butterflies and birds on small tropical islands. *Journal of Biogeography* 29: 93-108.
- Kohn, D. D. and Walsh, D. M. 1994. Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- MacArthur, R. H., and Wilson E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.

- MacArthur, R. H., and Wilson, E. O. 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- McPeck, M. A., Grace, M., and Richardson, J. M. L. 2001. Physiological and behavioral responses to predators shape the growth/predation risk trade-off in damselflies. *Ecology* 82: 1535-1545.
- Morrison, L. W. 1998. The spatiotemporal dynamics of insular ant metapopulations. *Ecology* 79: 1135-1146.
- Nielsen, O. F. 1998. *De danske guldsmede*. Apollo books, Stenstrup.
- Norling, U. and Sahlén, G. 1997. Odonata, Dragonflies and Damselflies. In *Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook*. Volume 2 (ed. A. N. Nilsson), pp 13-65. Apollo books, Stenstrup.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., and Lachavanne, J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- Olsvik, H. 1996a. Øyestikkere i Møre og Romsdal, status 1995. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 2(1): 17-20.
- Olsvik, H. 1996b. Hemianax ephippiger og Aeshna serrata observert i Norge 1995. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 2(1): 24.
- Olsvik, H. 1997. Odonata of Møre & Romsdal, status after the 1996-season. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 3(1): 17.
- Olsvik, H. 1998a. Calopteryx virgo and Leucorrhinia dubia in Møre & Romsdal, western Norway. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 4(1): 8.
- Olsvik, H. 1998b. Dragonflies of Møre & Romsdal, status per 1997, with a red list. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 4(1): 16-17.
- Olsvik, H. 2001. Late dragonflies and new autumn extremes in Møre and Romsdal 2000. *Nordic Odonatological Society Newsletter* 7(1): 17.
- Parr, A. J. 2000. Migrant and dispersive dragonflies in Britain during 1999. *Journal of the British Dragonfly Society* 16: 52-58.
- Parr, A. J. 2001. Migrant and dispersive dragonflies in Britain during 2000. *Journal of the British Dragonfly Society* 17: 49-54.
- Parr, A. J. 2002. Migrant dragonflies in 2001 including recent decisions and comments by the Odonata Records Committee. *Atropos* 15: 31-35.
- Peck, S. B., Wigfull, P. and Nishida, G. 1999. Physical correlates of insular species diversity: the insects of the Hawaiian islands. *Annals of the Entomological Society of America* 92: 529-536.

- Perry, G., Rodda, G. H., Fritts, T. H. and Sharp, T. R. 1998. The lizard fauna of Guam's fringing islets: island biogeography, phylogenetic history and conservation implications. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 353-365.
- Pollard, J. B., and Berrill, M. 1992. The distribution of dragonfly nymphs across a pH gradient in south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology* 70: 878-885.
- Punzo, F. 1988. Effects of low environmental pH and temperature on hatching and metabolic rates in embryos of *Anax junius* Drury (Odonata) and the role of hypoxia in the hatching process. *Comp. Biochem. Physiol.* 91C: 333-336.
- Ramberg, H. 1973. Beskrivelse til berggrunnsgeologisk kart over strøket Agdenes-Hemnefjord, Sør-Trøndelag. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 9.
- Reed, T. M. 1985. The number of butterfly species on British Islands. Proceedings of the third congress of European Lepidopterology. Karlsruhe: *Societas Europaea Lepidopterologica*. 146-152.
- Refsaas, F. 1986. Habitat og flyvetid for øyestikkere (Odonata) i Levangerområdet, Nord-Trøndelag. Hovedoppgave i Zoologi, Universitetet i Trondheim. Upubl.
- Reite, A. J. 1983. Orkanger. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart 1521 I – M 1:50 000. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 47.
- Reite, A. J. 1984. Hølanda. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart 1521 II – M 1:50 000. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 54.
- Reite, A. J. 1986. Snillfjord. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart 1521 IV – M 1:50 000. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 73.
- Reite, A. J. 1990. Sør-Trøndelag. Kvartærgeologisk kart 1:250 000. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 96.
- Ricklefs, R. E. and Lovette, I. J. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142-1160.
- Sahlén, G. 1996. *Sveriges Trollsländor*. Fältbiologernas förlag, Bokskorpionen, Stockholm.
- Sahlén, G. and Ekestubbe, K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673-690.
- Samways, M. J. 1998. Establishment of resident Odonata populations on the formerly waterless Cousine Island, Seychelles: An island biogeography theory (IBT) perspective. *Odonatologica* 27: 253-258.
- Sandhall, Å. 1987. *Trollsländor i Europa*. Interpublishing, Stockholm.

- Simberloff, D. S. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual review of Ecology and Systematics* 5: 161-182.
- Simpkin, J. L., Britten, H. B., and Brussard, P. F. 2000. Effects of habitat fragmentation and differing mobility on the population structures of a Great Basin dragonfly (*Sympetrum corruptum*) and damselfly (*Enallagma carunculatum*). *Western North American Naturalist* 60: 320-332.
- Stephenson, M., Mierle, G., Reid, R. A., and Mackie, G. L. 1994. Effects of experimental and cultural lake acidification on littoral benthic macroinvertebrate assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1147-1161.
- Suhling, F. and Lepkojus, S. 2001. Differences in growth and behaviour influence asymmetric predation among early-instar dragonfly larvae. *Canadian Journal of Zoology* 79: 854-860.
- Tjønneland, A. 1952. A contribution to the Zoogeography of Norwegian Dragonflies. Universitetet i Bergen, Årbok 1952. Naturvitenskapelig rekke, nr. 15.
- Watson, J. A. L., Arthington, A. H., and Conrick, D. L. 1982. Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 517-528.
- Williamson, M. 1981. *Island populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Wolff, F. C. 1979. Beskrivelse til de berggrunnsgeologiske kart Trondheim og Østersund 1:250 000. *Norges geologiske Undersøkelser. Skrifter* 31. 353: 1-76.
- Zischke, J. A., Arthur, J. W., Nordlie, K. J., Hermanutz, R. O., Standen, D. A., and Henry, T. P. 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. *Water Research* 17: 47-63.
- Aagaard, K. og Dolmen, D. 1971. Contribution to the knowledge of the Odonata of Trøndelag. *Norsk entomologisk Tidsskrift* 18: 99-101.
- Aagaard, K. og Dolmen, D. 1977. Vann-nymfer i Norge. *Fauna* 30: 61-74.
- Aagaard, K., og Dolmen, D. (red.) 1996. *Limnofauna Norvegica*. Tapir Forlag, Trondheim.

